



Proyecto apoyado por



Guía Metodológica para la **Estabilidad Química de Faenas e Instalaciones Mineras**

2015



Índice

Abreviaturas	7
Glosario	8
Prólogo	10
1 Introducción	11
1.1 Objetivos	13
1.2 Alcances	13
1.3 Conceptos claves	14
1.3.1 Estabilidad química (EQ)	14
1.3.2 Drenaje minero (DM)	14
1.3.3 Fuentes potencialmente generadoras de drenaje minero	14
1.3.4 Factores ambientales	14
2 Aspectos generales del drenaje minero	15
2.1 El proceso generador de drenaje minero	16
2.1.1 Reacciones de generación de acidez	17
2.1.2 Reacciones de neutralización	19
2.1.3 Formación de minerales secundarios	20
2.1.4 Movilidad de elementos asociados al drenaje minero	20
2.2 Factores que controlan la generación y migración del drenaje minero	21
2.3 Procesos de generación de drenaje minero asociados a la minería del carbón	24
3 Gestión de la estabilidad química	25
3.1 Programa de estabilidad química: gestión integral del drenaje minero	26
3.1.1 Objetivos y etapas del programa de estabilidad química	26
3.2 Relación del programa de estabilidad química con el ciclo de vida de una faena minera	29
4 Herramientas y criterios para evaluar la estabilidad química y su potencial impacto	32
4.1 Introducción	33
4.2 Etapa de descripción/caracterización	35
4.2.1 Revisión de antecedentes	35
4.2.2 Descripción del medio físico	36
4.2.3 Identificación y caracterización de las fuentes potencialmente generadoras de drenaje minero	38
4.2.4 Definición de modelos conceptuales	44
4.3 Etapa de predicción	44
4.3.1 Reconocimiento en terreno	45
4.3.2 Técnicas instrumentales	46
4.3.3 Técnicas de predicción de laboratorio y de campo	47
4.3.4 Modelación	48
4.4 Etapa de evaluación de riesgo ambiental	60
4.4.1 Riesgos versus impactos	63
4.4.2 Consideraciones finales	65
4.5 Evaluación de la estabilidad química en el ciclo de vida de una faena minera	65

5	Herramientas y criterios para asegurar la estabilidad química	69
5.1	Introducción	70
5.2	Etapas de prevención y control del drenaje minero	73
5.2.1	Clasificación de las estrategias y medidas de prevención y/o control	75
5.2.2	Árboles de decisión de las metodologías de prevención y control	105
5.3	Etapa de tratamiento del drenaje minero	109
5.3.1	Clasificación de tecnologías de tratamiento	109
5.3.2	Tratamientos pasivos	110
5.3.3	Tratamientos activos	127
5.4	Asegurar la estabilidad química en el ciclo de vida de una faena minera	154
6	Monitoreo y muestreo en la gestión de la estabilidad química	157
6.1	Introducción	158
6.2	El monitoreo en la gestión de la estabilidad química	158
6.2.1	Definición de los objetivos del monitoreo	161
6.2.2	Definición de los componentes de un programa de monitoreo	161
6.2.3	Diseño del programa de monitoreo	162
6.2.4	Implementación del programa de monitoreo	163
6.2.5	Monitoreo durante la etapa de evaluación de la estabilidad química	164
6.2.6	Monitoreo durante la etapa que asegura la estabilidad química	164
6.2.7	Monitoreo durante la fase de post-cierre	164
6.2.8	Base de datos y toma de decisiones	165
6.2.9	Revisión y auditoría	165
6.3	El muestreo en la gestión de la estabilidad química	165
6.3.1	Muestreo en las fuentes potencialmente generadoras de drenaje minero	166
6.3.2	Muestreo en los medios de exposición de drenaje minero	177
6.3.3	Indicaciones y recomendaciones a considerar en el muestreo de receptores biológicos	178
7	Referencias bibliográficas	179
8	Anexos	190
Anexo 1	Fichas de técnicas y análisis para la predicción del drenaje minero	291
Anexo 2	Referencias para más información de prevención, control y tratamiento	233
Anexo 3	Generalidades del muestreo: programa de muestreo y fichas de muestreo en terreno	241
9	Equipo de trabajo	246

Índice Figuras

Figura 1	Fuentes potencialmente generadoras de DM durante la operación y al cierre de una faena minera.	14
Figura 2	Etapas en la generación de DMA según la oxidación de la pirita (FeS_2).	17
Figura 3	Ejemplo de DMA en una faena minera.	18
Figura 4	Factores que afectan la oxidación de sulfuros y que modifican el DM durante la migración.	22
Figura 5	Efecto de la temperatura en la oxidación biótica o abiótica de la pirita.	23
Figura 6	Efecto del pH en la oxidación biótica o abiótica de la pirita.	23
Figura 7	Programa de Estabilidad Química (PEQ).	27
Figura 8	Relación entre las etapas de un Programa de Estabilidad Química (PEQ) y el ciclo de vida de una faena minera.	31
Figura 9	Etapas que evalúan la EQ en el Programa de Estabilidad Química (PEQ).	34
Figura 10	Ejemplo de botaderos de estéril.	40
Figura 11	Ejemplo de depósitos de relaves.	40
Figura 12	Ejemplo de depósitos de lixiviación.	41
Figura 13	Ejemplo de mina rajo abierto	41
Figura 14	Ejemplo de mina subterránea	42
Figura 15	Estrategia de descripción y predicción de DM.	45
Figura 16	Procedimiento general de modelación.	49
Figura 17	Procedimiento general de evaluación de riesgos.	60
Figura 18	Modelo conceptual simplificado.	61
Figura 19	Clasificación de las etapas para asegurar la EQ.	71
Figura 20	Etapas para asegurar la EQ en el Programa de Estabilidad Química (PEQ).	72
Figura 21	Consideraciones para la selección y evaluación de alternativas en la prevención y/o control del DM.	74
Figura 22	Potenciales concentraciones de metales en función del pH para varios tipos de depósitos.	78
Figura 23	Encapsulación del material reactivo, tras una definición de unidades discretas.	79
Figura 24	Imagen de SEM - Scanning Electron Microscope- mostrando la microencapsulación en la pirita (FeS_2).	82
Figura 25	Apilamiento relaves deshidratados.	85
Figura 26	Diagrama de flujo de la desulfuración de un depósito de relaves, con separación de metales, ácido y residuo.	86
Figura 27	Sistema de drenaje del relave en el sur de Tucson, Arizona.	87
Figura 28	Desviación de un río en el entorno de una faena minera (Australia).	89
Figura 29	Liners (geotextil) en un depósito de relaves.	91
Figura 30	Ascenso capilar del agua subterránea en función de la textura del suelo.	93
Figura 31	Esquema de una cubierta de evaporación/evapotranspiración.	93
Figura 32	Esquema de una cubierta repelente de agua.	94
Figura 33	Esquema de una cubierta de agua.	95
Figura 34	Cubierta electroquímica en un depósito de relaves.	96
Figura 35	Hardpan o cementación en un botadero de escorias (Alemania).	99
Figura 36	Árbol de decisión de las medidas de prevención/control en la gestión de botaderos.	105
Figura 37	Árbol de decisión de las medidas de prevención/control en la gestión de relaves.	106
Figura 38	Árbol de decisión del tipo de cubiertas como medidas de prevención/control del DM.	108
Figura 39	Clasificación de tipos de tratamientos de DM.	109
Figura 40	Humedal aerobio construido.	113

Figura 41	Humedal anaerobio construido.	114
Figura 42	Laguna de sedimentación.	115
Figura 43	Birreactor pasivo de extracción pasiva de sulfatos.	116
Figura 44	Esquema de un sistema de tratamiento ALD.	117
Figura 45	Esquema de un sistema de tratamiento pasivo RAPS.	119
Figura 46	Esquema de una barrera reactiva permeable.	120
Figura 47	Esquema de un pozo de desviación.	121
Figura 48	Esquema de un lecho de escoria lixiviante.	122
Figura 49	Cobertor productor de alcalinidad.	123
Figura 50	Reactor SCCOFI.	124
Figura 51	Sistema de aireación con alimentación energética solar.	131
Figura 52	Diagrama de proceso de neutralización.	132
Figura 53	Diagrama del proceso de precipitación de sulfuros.	133
Figura 54	Diagrama de precipitación fraccionada y extracción por solvente.	134
Figura 55	Diagrama de fases del agua.	135
Figura 56	Diagrama de precipitación de sales en agua en condiciones supercríticas.	135
Figura 57	Diagrama de precipitación química de sulfatos.	136
Figura 58	Membrana de osmosis inversa.	137
Figura 59	Tratamientos de membrana (osmosis inversa, ultrafiltración, nanofiltración y microfiltración).	139
Figura 60	Proceso de electrofloculación.	140
Figura 61	Proceso de electrocoagulación.	141
Figura 62	Principio básico del proceso de electroflotación.	142
Figura 63	Diagrama de un proceso de electrodiálisis reversible.	143
Figura 64	Principio del intercambio iónico con resinas selectivas.	144
Figura 65	Diagrama de flujo de remoción biológica.	145
Figura 66	Columna de adsorción y pellets de carbón modificado.	146
Figura 67	Mecanismo de adsorción.	147
Figura 68	Esquema de la estructura de una zeolita.	147
Figura 69	Diagrama de flujo del proceso de cristalización.	148
Figura 70	Diagrama de mezclador-decantador continuo de extracción por solvente.	149
Figura 71	Fases de la etapa de monitoreo del Programa de Estabilidad Química (PEQ).	159
Figura 72	Diagrama de flujo para la implementación de un programa de monitoreo por niveles.	163
Figura 73	Generalidades del programa de muestreo en fuentes existentes y nuevas.	166
Figura 74	Fases de muestreo en las fuentes potencialmente generadoras de DM.	167
Figura 75	Parámetros a definir y métodos de análisis en un muestreo inicial.	168
Figura 76	Parámetros a definir y métodos de análisis en los que se debe enfocar una fase de muestreo más avanzada.	169
Figura 77	Número mínimo de muestras a base de la masa de cada unidad geológica.	170
Figura 78	Árbol de decisiones para el muestreo en botaderos en operación en función de la información disponible.	174
Figura 79	Árbol de decisiones para el muestreo en depósitos de relaves.	175
Figura 80	Árbol de decisiones para el muestreo en instalaciones con material lixiviado.	176

Índice Tablas

Tabla 1	Producción de cobre, oro, plata y molibdeno en toneladas métricas (TM), para el año 2014.	12
Tabla 2	Agentes oxidantes a lo largo de las etapas de oxidación de la pirita (FeS ₂).	19
Tabla 3	Principales minerales secundarios formados en procesos de generación de DMA.	20
Tabla 4	Metales tóxicos presentes en el DMA, DMN y DMAL.	21
Tabla 5	Etapas en la evaluación de la EQ, y los principales aspectos relacionados con cada una de ellas.	35
Tabla 6	Principales aspectos a considerar en la etapa de descripción del medio físico en la evaluación de la EQ.	38
Tabla 7	Principales aspectos a considerar en la descripción de las fuentes potencialmente generadoras de DM en la etapa de descripción en la evaluación de la EQ.	43
Tabla 8	Equipos para la descripción de las muestras de campo.	46
Tabla 9	Listado de equipos de determinación de fase minerales y técnicas de análisis para la predicción de DM.	47
Tabla 10	Listado de test estáticos y cinéticos de laboratorio para la predicción de DM.	48
Tabla 11	Listado de test de cinéticos de campo para la predicción de DM.	48
Tabla 12	Códigos hidrológicos e hidrogeológicos utilizados para la predicción del DM.	52
Tabla 13	Códigos geoquímicos utilizados para la predicción del DM.	54
Tabla 14	Modelos aplicables a instalaciones mineras específicas.	58
Tabla 15	Riesgos e impactos asociados a la EQ en cada fuente potencialmente generadora de DM.	64
Tabla 16	Fases de la evaluación de la EQ para proyectos que implementen un Programa de Estabilidad Química (PEQ) en todo el ciclo de vida de una faena minera.	66
Tabla 17	Estrategias y/o medidas de prevención y/o control del DM.	76
Tabla 18	Ventajas y limitaciones del tipo de depósito de las enmiendas alcalinas.	81
Tabla 19	Revestimientos orgánicos utilizados para la pasivación de sulfatos.	83
Tabla 20	Relaves espesados, filtrados y en pasta.	85
Tabla 21	Ventajas y desventajas de las medidas de prevención y control de DM.	102
Tabla 22	Ventajas y desventajas de los tratamientos de DM pasivos y activos.	110
Tabla 23	Tratamientos pasivos de DM.	111
Tabla 24	Ventajas y desventajas de los tratamientos pasivos de DM.	125
Tabla 25	Tratamientos activos del DM.	127
Tabla 26	Ventajas y desventajas de los tratamientos activos de DM.	150
Tabla 27	Etapas para asegurar la EQ y su relación con el ciclo de vida de una faena minera.	155
Tabla 28	Componentes típicos a monitorear en referencia al proceso de generación de DM.	161
Tabla 29	Número mínimo de muestras en base a la masa de cada unidad geológica.	170
Tabla 30	Tabla resumen de los principales aspectos a considerar en el muestreo de botaderos y depósitos de relaves.	172
Tabla 31	Tabla resumen de los principales aspectos a considerar en el muestreo de depósitos de lixiviación y minas a rajo abierto y subterránea.	173
Tabla 32	Tabla resumen del tipo de muestreo desde el punto de vista estadístico y del tipo de muestra teniendo en cuenta las principales características de las fuentes potencialmente generadoras de DM.	177
Tabla 33	Legislación nacional vigente respecto del muestreo en medio de exposición y/o receptores considerados en la presente guía.	178

Abreviaturas

Ag	Plata	NAF	Non Acid Forming
aq	Estado acuoso	Nb	Niobio
Al	Aluminio	Ni	Níquel
Au	Oro	O	Oxígeno
As	Arsénico	P	Fósforo
Ba	Bario	PAF	Potential Acid Forming
Ca	Calcio	Pb	Plomo
Cd	Cadmio	p. ej.	Por ejemplo
Ce	Cerio	PEQ	Programa de Estabilidad Química
Co	Cobalto	pH	Potencial Hidrógeno: Logaritmo negativo de la actividad de hidrógeno(-log H ⁺)
COCHILCO	Comisión Chilena del Cobre	Rb	Rubidio
CORFO	Corporación de Fomento de la Producción	Rh	Rodio
Cr	Cromo	RQD	Rock Quality Designation
Cu	Cobre	S	Azufre
DM	Drenaje Minero	Sb	Antimonio
DMA	Drenaje Minero Ácido	Sc	Escandio
DMAL	Drenaje Minero Alcalino	Se	Selenio
DMN	Drenaje Minero Neutro	SERNAGEOMIN	Servicio Nacional de Geología y Minería
DMS	Drenaje Minero Salino	Si	Silicio
Eh	Potencial de Óxido Reducción	SONAMI	Sociedad Nacional de Minería
EQ	Estabilidad Química	Sr	Estroncio
ERA	Evaluación de Riesgo Ambiental	(s)	Estado sólido
Fe	Hierro	T/a	Toneladas/año
(g)	Estado gaseoso	TDS	Total de sólidos disueltos. En inglés, Total Dissolved Solids
Ga	Galio	Ti	Titanio
H	Hidrógeno	TM	Toneladas Métricas
K	Potasio	TL	Talio
(L)	Estado líquido	U	Uranio
LAM	Litología, Alteración y Mineralogía	V	Vanadio
LCFM	Ley de Cierre de Faenas e Instalaciones Mineras	Y	Itrio
Mg	Magnesio	Zn	Zinc
Mn	Manganeso	Zr	Circonio
Mo	Molibdeno		
N	Nitrógeno		
Na	Sodio		

Glosario

- **Botadero:** lugares destinados a la depositación de desmontes o desechos sólidos (Decreto 132, Título XIV, Artículo 593, letra c).

- **Cuenca hidrográfica:** se refiere a las áreas geográficas limitadas por la línea divisoria de aguas, que por su configuración topográfica contribuyen con los aportes de su escurrimiento a la formación del caudal de un río, el cual llega finalmente al mar. Las cuencas hidrográficas u hoyas, la forman todos los afluentes, subafluentes, quebradas, esteros, lagos y lagunas que afluyen a ella, ya sea en forma continua o discontinua, superficial o subterráneamente. [Decreto con Fuerza de Ley 1122, Título I, Artículo 3°].

- **Drenaje:** es la manera en que las aguas de un área existen y se mueven, incluyendo corrientes superficiales y subterráneas. Un término global para todos los flujos de agua, ya sean concentrados y/o difusos.

- **Eh:** potencial eléctrico que corresponde a una medida del potencial redox o potencial de óxido/reducción de una solución. Se reporta en unidades de volts (V) o milivolts (mV), en relación al electrodo estándar de hidrógeno.

- **Embalse de relaves:** aquel depósito de relaves donde el muro de contención está construido con material de empréstito y se encuentra impermeabilizado en el coronamiento y en su talud interno. La impermeabilización puede estar realizada con un material natural de baja permeabilidad o de material sintético como geomembrana de alta densidad. También se llama Embalses de relaves aquellos depósitos ubicados en alguna depresión del terreno en que no se requiere la construcción de un muro de contención. [Decreto Supremo 248, Título I, Capítulo II, Artículo 6°, letra d).

- **Evaluación de riesgo:** Procedimiento mediante el cual se establecen y analizan los riesgos de una Faena Minera o instalación minera, de forma de determinar si dichos riesgos revisten o no el carácter de significativo. [Decreto 41, Título I, Capítulo II, Artículo 7°, letra l).

- **Hardpan:** capa endurecida de suelo o de material, normalmente localizada en o cerca de la superficie, pero que también puede darse en profundidad,

generada por cementación de las partículas del suelo con materia orgánica o por materiales relativamente insoluble como sílice (Si), carbonatos de calcio (CaCO₃) y óxidos de hierro. La dureza no cambia apreciablemente con variaciones en el contenido de humedad y en general se considera dura, difícil de excavar o perforar e impermeable.

- **Instalación remanente:** se refiere a las instalaciones de una faena minera que no son desmanteladas al momento del cierre o que quedan tras el cese de la actividad (p. ej. botaderos de estéril, depósitos de relave, entre otros).

- **Lixiviación:** es la extracción de constituyentes solubles por percolación a través de un solvente. Puede ser un proceso natural o inducido.

- **Lixiviado:** solución obtenida desde el proceso de lixiviación. También corresponde a un líquido que ha percolado o drenado a través de un residuo y que contiene componentes solubles de éste.

- **Metales:** es un grupo de elementos químicos que se caracterizan por presentar las siguientes propiedades físicas: ductilidad, maleabilidad, brillo, alta densidad, ser sólidos a temperatura ambiente (excepto el mercurio (Hg)), tener estructura cristalina en su estado sólido y ser buenos conductores del calor y la electricidad. Químicamente son aquellos elementos en el que existe solapamiento entre la banda de valencia y la de conducción en su estructura electrónica (enlace metálico), lo cual le brinda las propiedades físicas ya indicadas. En este grupo se encuentran los elementos alcalinos, alcalinotérreos, metales pesados y preciosos.

- **Metaloides:** también conocidos como semi-metales, son un grupo de elementos químicos que se caracterizan por presentar un comportamiento intermedio entre metales y no metales. Son parte de este grupo el boro (B), silicio (Si), germanio (Ge), arsénico (As), telurio (Te), polonio (Po) y el ástato (At).

- **Meteorización:** es el proceso por el cual partículas, rocas y minerales son alterados por exposición de la superficie a temperatura, presión y a los agentes atmosféricos tales como el agua, el aire y la actividad biológica.

- **Minerales meta-estables:** son aquellos minerales que no se encuentran en un estado de equilibrio o no son estables, es decir, pueden cambiar su estructura. Estos minerales se caracterizan por cristalizar a una temperatura determinada, y solo pueden mantener su estructura inicial cristalina a ciertas temperaturas.

- **Muestra:** es una fracción representativa, generalmente pequeña, recolectada para análisis y descripción.

- **Muestra compuesta o compósito:** es una muestra creada por combinación de diferentes fracciones (muestras simples), las que pueden ser recolectadas en lugares y tiempos diferentes.

- **Muestra simple o puntual:** es una muestra recolectada en un sitio específico durante un período de tiempo corto, de minutos o segundos. Representa un instante en el tiempo y un punto en el espacio de área de muestreo.

- **PEQ - Programa de Estabilidad Química:** es un programa de trabajo compuesto por un conjunto de etapas, estudios y/o procesos, que tienen como objetivo asegurar la estabilidad química de las instalaciones remanentes de un proyecto minero, al momento del cese de sus operaciones (etapa de post-cierre).

- **pH:** corresponde al logaritmo negativo en base 10 de la actividad del ión hidrógeno en solución ($-\log[H^+]$).

- **Relaves en pasta:** depósito de relaves que presentan una situación intermedia entre el relave espesado y el relave filtrado, corresponde a una mezcla de relaves sólidos y agua, entre 10 y 25% de agua, que contiene partículas finas, menores de 20 μ en una concentración en peso superior al 15%, muy similar a una pulpa de alta densidad. Su depositación se efectúa en forma similar al relave filtrado, sin necesidad de compactación, poseyendo consistencia coloidal [Decreto Supremo 248, Título I, Capítulo II, Artículo 6°, letra k].

- **Relaves espesados:** depósito de relave donde, antes de ser depositados, son sometidos a un proceso de sedimentación, mediante espesadores, eliminándole una parte importante del agua contenida. El depósito de relaves espesados deberá ser construido de tal forma que se impida que el relave fluya a otras

áreas distintas a las del emplazamiento determinado y contar con un sistema de piscinas de recuperación del agua remanente (Decreto Supremo 248, Título I, Capítulo II, Artículo 6°, letra l).

- **Relaves filtrados:** depósito de relaves donde, antes de ser depositados, son sometidos a un proceso de filtración, mediante equipos especiales de filtros, donde se asegure que la humedad sea menor a un 20%. Deberá asegurarse que el relave así depositado no fluya a otras áreas distintas a las del emplazamiento determinado. (Decreto Supremo 248, Título I, Capítulo II, Artículo 6°, letra m).

- **Residuos mineros masivos:** corresponden a materiales provenientes de las operaciones de extracción, beneficio o procesamiento de minerales, los cuales son generados en grandes volúmenes. Los residuos mineros masivos en la industria minera son los estériles, los minerales de baja ley, residuos de minerales tratados por lixiviación, relaves y escorias [de acuerdo a lo establecido en Art. 23 D.S 148 de 2003 del Ministerio de Salud, Reglamento Sanitario Sobre Manejo de Residuos Peligrosos].

- **Riesgo significativo:** aquél que reviste importancia en atención a la probabilidad de ocurrencia de un hecho y la severidad de sus consecuencias, conforme la metodología de evaluación de riesgos utilizada por la Empresa, referidas a la Estabilidad Física y Química de la Faena Minera, en orden a otorgar el debido resguardo a la vida, salud, seguridad de las personas y medio ambiente (Decreto 41, Título I, Capítulo II, Artículo 7°, letra l).

- **Sólidos disueltos totales, o TDS** por sus siglas en inglés: corresponde a la medida de todas las sustancias inorgánicas y orgánicas que se encuentran contenidas en una solución, ya sea en sus formas moleculares, ionizadas o como coloides. Estas sustancias se caracterizan por ser lo suficientemente pequeñas, para pasar por un filtro de dos μ m.

- **Tranque de relaves:** aquel depósito de relaves donde el muro de contención es construido con la fracción más gruesa del relave (arenas) (Decreto Supremo 248, Título I, Capítulo II, Artículo 6°, letra n).

Prólogo

La industria minera en Chile [y en el mundo] enfrenta grandes desafíos para las décadas que vienen. Entre éstos se encuentran la caída de las leyes del mineral, lo que conlleva aumentos en la demanda de energía para mantener similares niveles de producción, la escasez del recurso hídrico (junto con su potencial afectación de calidad y cantidad), los impactos del cambio climático, mayores exigencias legales, demandas de las comunidades locales por recibir mayores beneficios, oposición social a nuevos desarrollos y, en general, una exigencia de mejorar los indicadores de desempeño ambiental de esta industria.

En una situación a nivel global en donde urge tomar acciones concretas para movilizarnos hacia un desarrollo más sustentable, se espera que sectores como la industria minera estén dispuestos a tomar un rol activo, buscando incorporar las mejores prácticas, tecnologías más adecuadas, mejorar el uso y flujo de materiales, crear mayor valor localmente, medir su huella y gestionarla, comunicar mejor para generar credibilidad, entre otros. En esta tarea, la innovación se puede transformar en un gran aliado de la industria, transformando conocimiento científico especializado en soluciones prácticas, a la altura de las demandas de la sociedad moderna. La innovación puede así generar modelos, tecnologías, métodos, estándares y herramientas que respondan a desafíos específicos, como lo es la presente Guía Metodológica que justamente busca apoyar a las empresas y el sector público a enfrentar uno de sus desafíos ambientales más complejos: el drenaje minero.

Esta Guía ha sido elaborada por Fundación Chile en conjunto con el Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN), y con el apoyo del Ministerio de Minería y la SONAMI. Ha sido desarrollada en el marco del Proyecto “Desarrollo de herramientas y criterios de estabilidad química de las instalaciones mineras, para el cierre de faenas mineras”, como parte del Programa de Bienes Públicos para la Competitividad de Innova Corfo.

En ella, se reúnen los criterios y herramientas necesarias para evaluar la estabilidad química en las diferentes instalaciones mineras remanentes, mediante

la descripción y caracterización de las fuentes potencialmente generadoras de drenaje minero y su entorno, la predicción de su capacidad para generar o neutralizar drenajes mineros, y mediante la evaluación del riesgo asociado a éstos. Los resultados de la etapa de evaluación ayudarán a definir y diseñar las medidas de gestión que permitan asegurar la estabilidad química de las instalaciones en el momento de cierre. En este sentido la Guía propone y establece la necesidad y relevancia de implementar medidas de prevención y, en el caso que esto no sea posible, implementar medidas de control y tratamiento de los drenajes mineros, de acuerdo al riesgo que ellos supongan sobre la salud de las personas y el medio ambiente.

La propuesta apunta a que todas estas herramientas de gestión se implementen a través de un Programa de Estabilidad Química, el cual debiese ser implementado durante la operación de la faena minera, idealmente desde etapas tempranas del ciclo de vida de la instalación, con el objetivo de lograr la condición de estabilidad química en la fase de cierre y posterior al mismo.

Como complemento a esta Guía, se desarrollaron además otros dos documentos, que corresponden a un Catastro de Medidas y Tecnologías para la Prevención, Control y Tratamiento del Drenaje Minero y a una recopilación de Buenas Prácticas de la Industria Minera en la Gestión de la Estabilidad Química.

Finalmente, esperamos que la presente Guía sirva de apoyo a la implementación de la Ley 20.551 que Regula el Cierre de Faenas e Instalaciones Mineras en materia de estabilidad química, y que constituya una herramienta útil tanto para el Servicio Nacional de Geología y Minería, como para otros organismos públicos con competencia en la materia, empresas consultoras, empresas mineras, universidades y la comunidad en general, que permita abordar de manera integral este desafío y que constituya un hito relevante en el camino para lograr una minería más sustentable.

Juan Ramón Candia
Gerente de Sustentabilidad
Fundación Chile

1

INTRODUCCIÓN

La industria extractiva minera es una de las actividades económicas más importantes de Chile, con una participación en torno al 11% del Producto Interno Bruto, además de constituir el 51,4% de las exportaciones totales (Cochilco, 2014). A nivel internacional, Chile es el primer productor de cobre del mundo y el tercero en molibdeno, entre otros, tal como lo muestra la Tabla 1. Esta industria se caracteriza generalmente por desarrollar proyectos de inversión de larga maduración e intensivos en capital, además de tener una vida útil determinada, dado que explotan un recurso natural no renovable.

La explotación y procesamiento de los recursos minerales no sólo generan una gran cantidad de minerales procesados (en el caso del cobre, la producción del año 2014 fue de 5,7 millones de TM, ver Tabla 1) sino que también conlleva la generación de un gran volumen de residuos mineros. Estos centran la atención desde el punto de vista ambiental ya que, dependiendo de la constitución de los mismos, constituyen una fuente potencial de generación de drenaje minero.

En este sentido, las externalidades de esta industria no sólo se pueden presentar durante la etapa de operación de las faenas mineras, sino que pueden extenderse e incluso manifestar mucho tiempo después de cesadas las operaciones.

Desde el punto de vista normativo, la industria minera se encuentra regulada, entre otras, por la Ley Sobre Bases Generales del Medio Ambiente (Ley 19.300); el Reglamento de Seguridad Minera (Decreto Supremo N° 132); el Decreto que aprueba el Reglamento para la Aprobación de proyectos de diseño, construcción, operación y cierre de depósitos de relaves (Decreto Supremo N° 248); y la Ley que Regula el Cierre de Faenas e Instalaciones Mineras (Ley 20.551). Ésta

última entró en vigencia en noviembre de 2012 y establece entre sus principales exigencias el alcanzar la estabilidad física y química de los sitios en los que se desarrolla la actividad minera de manera de “*otorgar el debido resguardo a la vida, salud, seguridad de las personas y medio ambiente*”¹. Por ende, siendo la estabilidad química una exigencia específica de la normativa, se plantea el desafío de definir qué se entiende por estabilidad química y cómo se debe gestionar a lo largo de todo el ciclo de vida de una faena minera.

Con el objetivo de abordar estas materias, desde el año 2002 se han desarrollado una serie de iniciativas público-privadas orientadas a establecer criterios y lineamientos generales relacionados con la estabilidad química de las instalaciones mineras. Entre estas iniciativas se destacan:

1. El Acuerdo Marco de Producción Limpia (AMPL) de la Gran Minería (2002), instancia en la que participaron tanto ministerios de gobierno como representantes de la industria minera².

Este acuerdo tuvo como producto la “Guía Metodológica sobre Drenaje Ácido en la Industria Minera” desarrollada como una herramienta para profesionales y especialistas que busca facilitar el diseño y manejo de operaciones mineras mediante la predicción, control y tratamiento del drenaje ácido, y así reducir los efectos y posibles impactos al medio ambiente.

2. El Programa Nacional para la Gestión Integral del Drenaje Ácido en Zonas Áridas (DAZA) (2009), ejecutado por Fundación Chile y financiado por el programa de Bienes Públicos de CORFO, que tuvo entre sus participantes organismos del Estado con competencia ambiental y también a representantes de empresas mineras que operan en el país.

Tabla 1. Producción de cobre, oro, plata y molibdeno en toneladas métricas (TM), para el año 2014.

	Producción en Chile TM	Participación en la producción mundial	Ranking en la producción mundial	Participación en reservas mundiales
Cobre	5.740.000	31%	1	30%
Oro	44,16	2%	14	7%
Plata	1.426	6%	7	15%
Molibdeno	48.770	21%	3	16%

Fuente: Consejo Minero, 2014.

1. Art 2 de la Ley 20.551 que Regula el Cierre de Faenas e Instalaciones Mineras.

2. Por parte del Estado participaron los Ministerios de Economía, Minería, Salud y la Comisión Nacional del Medio Ambiente y como representantes de la industria minera la Sociedad Nacional de Minería y el Consejo Minero.

Entre los principales resultados del programa DAZA se encuentran la creación de capacidades geoquímicas en el sector público y privado a través de seminarios y mesas de trabajo, la identificación de brechas existentes a nivel nacional en relación a la predicción, prevención y control del drenaje ácido, y el diseño e implementación de la primera prueba geoquímica *in situ* a mediana escala del país.

A nivel internacional, el estudio de los drenajes asociados a la industria minera tiene al menos 50 años. Los procesos que generan los distintos tipos de drenaje, sus impactos, predicción y medidas de gestión han sido descritos en numerosos documentos y guías, dentro de los cuales destacan los documentos generados por el **Programa MEND**³ en Canadá, la **Guía GARD** desarrollada en el marco del INAP⁴, y otros tales como U.S.EPA (1994), Gobierno de Perú (1995), AMIRA (2002), Pyramid Consortium (2003), Younger y Wolkersdofer (2004), Gobierno de Australia (2007) y Lottermorser (2007), entre otros. Cabe destacar que los temas relacionados a estos drenajes son objeto de continuo desarrollo e investigación, y los documentos y guías asociados están en constante actualización.

En virtud de lo anterior, la presente Guía se desarrolla en el contexto de la necesidad de la industria y de los organismos reguladores de contar con un documento que reúna los criterios y lineamientos, de acuerdo a la realidad de la industria minera nacional, para evaluar la estabilidad química de las instalaciones mineras y gestionarla a lo largo de toda su vida útil, de manera de asegurar esta condición luego del cierre de la faena.

1.1 Objetivos

Los objetivos de la presente Guía son los siguientes:

Objetivos generales

- Proponer criterios y lineamientos para el desarrollo de una estrategia de gestión de la estabilidad química de las instalaciones remanentes⁵ de una faena

minera, acorde con la ley de cierre de faenas y contribuyendo al desarrollo de una minería sustentable.

- Recoger la experiencia nacional e internacional en cuanto a la gestión de la estabilidad química, adecuando y actualizando tales prácticas a la realidad de la industria extractiva minera nacional.

Objetivos específicos

- Recoger la experiencia internacional factible de ser aplicada a la industria extractiva minera nacional.
- Dar continuidad a las experiencias relacionadas con la gestión de la estabilidad química desarrolladas en Chile, en relación a los criterios, evaluación y buenas prácticas para el control del drenaje minero.
- Presentar criterios y lineamientos para la evaluación de la estabilidad química de las instalaciones mineras a lo largo de todo el ciclo de vida de éstas.
- Proponer una metodología de gestión de la estabilidad química durante todo el ciclo de vida de una de una instalación minera, de manera de asegurar esta condición en las etapas de cierre y post-cierre.
- Presentar prácticas utilizadas en la gestión de la estabilidad química a lo largo de todo el ciclo de vida de la faena minera, en especial durante la operación, cierre y post cierre de ésta
- Proponer criterios para el monitoreo en relación a la estabilidad química.

1.2 Alcances

La presente Guía se orienta preferentemente a la industria extractiva minera metálica y del carbón por cuanto representa la mayor parte de la actividad minera en Chile.

Conforme a lo anterior, si bien son una parte importante de la actividad, las operaciones o procesos

3. Mine Environmental Neutral Drainage (MEND) Program es una iniciativa de investigación creada por la industria minera, empresas no-gubernamentales y el gobierno de Canadá, que desde 1997 ha creado más de 200 documentos técnicos para reducir el impacto ambiental y económico asociado a la generación de drenaje ácido en la industria minera.

4. International Network for Acid Prevention (INAP) es una organización de empresas mineras internacionales que desde 1998 está orientada a la reducción de pasivos asociados a la actividad extractiva de minerales sulfurosos y que ha desarrollado la Global Acid Rock Drainage (GARD) Guide, documento técnico dirigido principalmente a la predicción, prevención y gestión del drenaje producto de la oxidación de estos minerales.

5. Se refiere a las instalaciones de una faena minera que no son desmanteladas al momento del cierre o que quedan tras el cese de la actividad (p. ej. botaderos de estéril, depósitos de relave, entre otros). (Véase Glosario.)

relacionados a la extracción de oro por medio de cianuración o por el uso de mercurio, no son considerados en esta Guía.⁶

1.3 Conceptos Claves

A continuación se definen algunos conceptos claves, cuya comprensión se hace necesaria como punto de partida. Estos conceptos definen qué se entiende por estabilidad química, qué es el drenaje minero, cuáles son las instalaciones consideradas como fuentes potencialmente generadoras de drenaje, y por último, cuáles son los principales factores ambientales involucrados en el proceso generador de drenaje minero.

1.3.1 Estabilidad química (EQ)

Para efectos de esta Guía metodológica se entenderá que una instalación minera se encuentra estable químicamente cuando, en su interacción con los factores ambientales, no genera impactos que impliquen un riesgo significativo para la salud de las personas y/o para el medio ambiente.

La gestión de la EQ se debe desarrollar a lo largo de toda la vida útil de las instalaciones que componen una faena minera, con el fin de llegar a la condición de estabilidad en el momento del cierre.

1.3.2 Drenaje minero (DM)

Se define como drenaje minero (DM) al efluente generado producto de la interacción entre las fuentes potencialmente generadoras y los factores ambientales.

1.3.3 Fuentes potencialmente generadoras de drenaje minero

Se define por fuente potencialmente generadora de DM a todas aquellas instalaciones mineras constituidas por materiales que, tras un proceso físico y/o químico de carácter antrópico, quedan expuestos a los factores ambientales como superficies con capacidad de reacción. Si, tras un proceso de caracterización y evaluación, se comprueba la capacidad de generación de drenaje minero, estas instalaciones pasan a ser fuentes generadoras.

En la figura a continuación (Figura 1) se presentan todas aquellas instalaciones mineras que constituyen fuentes potencialmente generadoras de DM.

1.3.4 Factores ambientales

Se define por factores ambientales a aquellos que son necesarios para el proceso de generación de DM. Estos factores son principalmente el agua y el oxígeno.

Figura 1. Fuentes potencialmente generadoras de DM durante la operación y al cierre de una faena minera.

Residuos Mineros Masivos			Mina
Botaderos	Depósitos de Relaves (DS 248/06)	Depósitos de Lixiviación	
Estériles Baja ley Marinas y desmontes Escorias	Embalses de relaves Tranques de relaves Relaves filtrados Relaves en pasta Relaves espesados	Ripios de lixiviación Pilas permanentes Pilas dinámicas Pilas ROM	Rajo Abierto Subterránea

Fuente: Elaboración Propia.

6. Se recomienda referirse al Código Internacional de Manejo del Cianuro.

2

ASPECTOS GENERALES DEL DRENAJE MINERO

Los procesos de oxidación de minerales ocurren de manera natural en el medio ambiente. En el caso de los yacimientos metálicos (Cu, Pb, Zn, Au, Fe, entre otros) y de carbón, que contienen grandes cantidades de minerales sulfurados, estos procesos son acelerados y/o favorecidos por el desarrollo de la actividad minera, debido a que la explotación, procesamiento y disposición de materiales resultan en un aumento de la superficie total de los minerales con capacidad de reacción, favoreciendo su contacto con el aire, el agua y los microorganismos (INAP, 2012). Esta interacción puede generar efluentes de diversa calidad química, los que en esta Guía se han agrupado bajo el concepto de Drenaje Minero (DM) (*Véase Apartado 1.3. Conceptos Claves*).

En este capítulo se presentan los distintos tipos de drenaje que agrupa esta definición, los que son clasificados principalmente de acuerdo a sus características físico-químicas. Cabe destacar que esta definición engloba los conceptos conocidos como drenaje ácido de mina (DAM o AMD por sus siglas en inglés) y drenaje ácido de roca (DAR o ARD por sus siglas en inglés), los que han sido descritos y definidos en numerosos documentos y publicaciones, como por ejemplo, Broughton y Robertson (1992), Skousen (1998), Acuerdo Marco Producción Limpia (2002), Lottermoser (2007), INAP (2012), entre otros. En la literatura no existe un único criterio⁷ para la clasificación de los drenajes, pero es frecuente que tal clasificación se realice en base a (1) la acidez o alcalinidad a través del pH y (2) la carga de elementos (cationes, aniones) presentes, siendo en muchos casos la principal preocupación asociado a este tipo de efluentes, y por tanto un problema en la gestión de las fuentes potencialmente generadoras de DM.

Para efectos de esta Guía, el DM se puede clasificar en Drenaje Minero Ácido (DMA), Drenaje Minero Neutro (DMN), Drenaje Minero Alcalino (DMAL) y Drenaje Minero Salino (DMS). Todos estos tipos de drenaje pueden ser producidos por la oxidación de minerales sulfurados. Sin embargo, estos no corresponden a etapas consecutivas en la evolución del DM, sino que reflejan el resultado de una serie de procesos químicos, físicos y biológicos, que determinarán finalmente la calidad química del drenaje. A modo de clasificación general, el tipo de DM dependerá del balance entre las reacciones de consumo y generación de acidez.

En general, se habla de **Drenaje Minero Ácido (DMA)** en el caso de drenajes con rangos de pH menores a

6 con elevados contenidos de sulfato, frecuentemente con un contenido significativo de metales disueltos (Acuerdo Marco Producción Limpia, 2002). El **Drenaje Minero Neutro (DMN)** y el **Drenaje Minero Alcalino (DMAL)** corresponden a drenajes con rangos de pH mayores a 6, donde el primero se caracteriza por su elevada concentración de metales en solución en pH cercanos al neutro (INAP, 2012). El **Drenaje Minero Salino (DMS)**, por su parte, se refiere al drenaje que contiene elevados niveles de sulfato en rangos de pH cercanos al neutro sin una carga significativa de metales en solución, siendo sus principales constituyentes el sulfato, magnesio y calcio (INAP, 2012).

A diferencia del DMA, las fuentes generadoras de DMN y DMAL se caracterizan por tener una alta concentración de carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-) e hidróxidos (OH^-), los cuales, dependiendo de su capacidad de disolución determinarán su carga total en el efluente y el pH del mismo.

Típicamente, tanto el DMN como el DMAL se asocian a drenajes "antiguos" que fluyen por un período de tiempo largo, con un contenido bajo – medio de azufre, menor al 2% (MEND, 2001), donde la acidez resultante de la oxidación de los sulfuros es neutralizada por la alcalinidad presente en el medio. En términos generales, cuando se produce el balance entre la acidez y la alcalinidad se habla de DMN, y si la alcalinidad es creciente se genera DMAL. Estos tipos de drenajes, en ocasiones, también puede ser generados como resultado de medidas de prevención o tratamiento de neutralización aplicado a un DMA.

Cabe destacar que una vez que el proceso de formación de DM se ha iniciado es difícil de detener, dado que es un proceso que, si no se controla, podrá continuar e incluso verse acelerado hasta que uno o más de sus reactivos (minerales sulfurados, oxígeno, agua) son agotados o no están disponibles para reaccionar. El proceso puede continuar por décadas e incluso siglos después que la actividad minera haya cesado (INAP, 2012).

2.1 El Proceso Generador de Drenaje Minero

La generación de DM se debe, principalmente, a la interacción entre el material con capacidad de reacción que forma parte de una fuente potencialmente

7. Se pueden encontrar otras clasificaciones basadas por ejemplo en la concentración de sulfatos presentes en el efluente (Lottermoser, 2007).

generadora de DM (botaderos, depósitos de relave, residuos derivados del proceso de lixiviación, rajos y minas subterráneas), con el agua natural, oxígeno atmosférico y/o microorganismos. Esta interacción puede desencadenar procesos de oxidación química y/o biológica del material, y/o la lixiviación de elementos asociados (metales, metaloides y/o aniones).

Los residuos mineros, derivados de la explotación y posterior procesamiento del mineral, y el material expuesto en rajos y minas subterráneas, contienen cantidades variables de sulfuros. De todos ellos, el más relevante en la formación de DM es la pirita (FeS_2), que es el sulfuro más abundante y el que produce la mayor cantidad de acidez [Dold, 2003]. Sin embargo, existen otros sulfuros que pueden participar en el proceso de generación de DM, cuya presencia en las fuentes potencialmente generadoras dependerá de la mineralogía del yacimiento. Algunos de estos sulfuros son la calcopirita (CuFeS_2), arsenopirita (FeAsS), esfalerita o blenda (ZnS) y galena (PbS), entre otros.

Las reacciones de generación de acidez, como producto de la oxidación de sulfuros, y las reacciones de consumo (o de neutralización) son los principales procesos involucrados en la generación de DM. La combinación de la generación de acidez y las reaccio-

nes de neutralización van a determinar, en general, el desarrollo de los distintos tipos de DM (DMA, DMN, DMAL y DMS).

2.1.1 Reacciones de generación de acidez

Para entender el proceso de oxidación de sulfuros, con la consecuente generación de acidez, es común que en la literatura se presente la evolución de la oxidación de la pirita (FeS_2), dada la relevancia de este mineral en la formación del DM.

En este contexto, la oxidación de la pirita (FeS_2), se divide en tres etapas en función del pH, de acuerdo al modelo presentado por Broughton y Robertson (1992), como se observa en la Figura 2. El tiempo de duración de cada una de estas etapas puede variar de días hasta cientos de años, en función de los factores involucrados.

La **Etapa 1** corresponde a la oxidación química de la pirita (FeS_2), biótica o abióticamente, con el oxígeno (O_2) como oxidante principal, con la consecuente liberación de protones (H^+) y sulfatos al medio (Reacción 1). El O_2 disuelto en el agua también puede actuar como agente oxidante, sin embargo, dado que la solubilidad del O_2 en el agua es limitada, el O_2 atmosférico se considera el principal responsable de

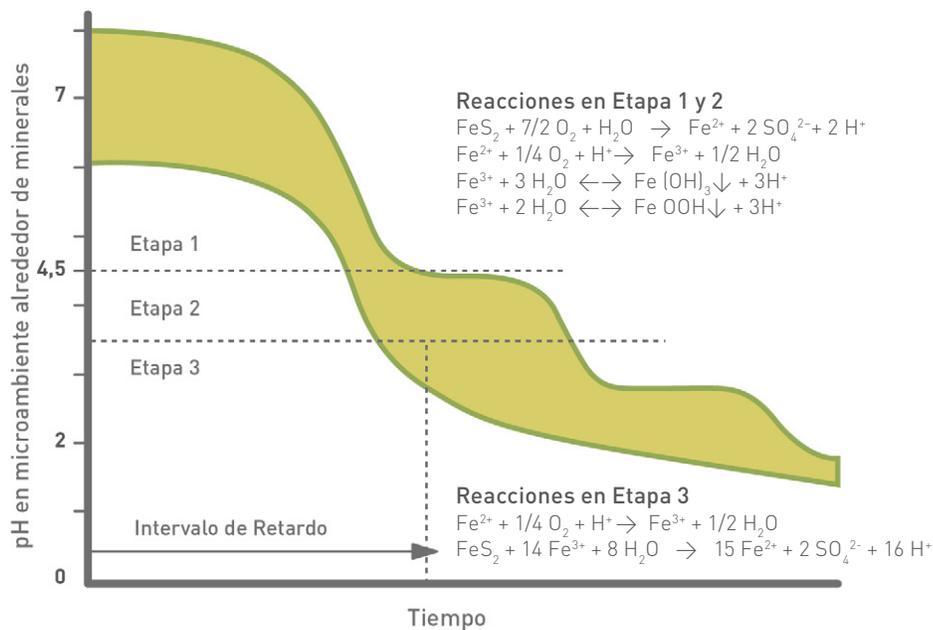


Figura 2. Etapas en la generación, de DMA, según la oxidación de la pirita (FeS_2). Fuente: Modificada de Broughton L. and Robertson A., 1992; Acuerdo Marco Producción Limpia, 2002.

la oxidación en esta etapa. Finalmente, el drenaje se caracteriza por alcanzar niveles elevados de sulfatos y rangos de pH > 4,5.

La velocidad de oxidación de la reacción está controlada por el suministro de O₂ y por el intervalo de retardo. Durante este intervalo, la acidez generada es, en primera instancia, neutralizada por distintos minerales con capacidad de neutralización, p. ej. carbonatos (CO₃²⁻) (Véase Apartado 2.1.2. Reacciones de neutralización). A medida que continúa la generación de ácido y se agotan o se vuelven inaccesibles estos minerales, el pH disminuye. Como consecuencia, la velocidad de acidificación es variable en el tiempo. Así, al principio de esta etapa se mantiene un pH casi neutro, el que disminuye progresiva y gradualmente como se observa en la Figura 2. En este sentido, se debe tener en cuenta que una etapa temprana del proceso no necesariamente representa la calidad del drenaje en el largo plazo, precisamente por el efecto que el intervalo de retardo puede tener en su calidad (INAP, 2012).

La **Etapa 2** corresponde a la oxidación biótica o abiótica de hierro ferroso (Fe²⁺) a férrico (Fe³⁺) (Reacción 2), y posterior precipitación en forma de hidróxidos (p. ej. ferrihidrita (Fe³⁺)₄₋₅(OH, O)₁₂) (Reacción 3) y en forma de oxihidróxidos (Reacción 4), generando un precipitado relativamente insoluble de color anaranjado-rojo, que se observa a menudo en la mayoría de las faenas donde hay generación de DMA (Figura 3).

Durante esta etapa continúa la liberación de protones (H⁺) y los rangos de pH varían entre 3,5 y 4,5.

La **Etapa 3** corresponde a la oxidación catalizada biológicamente, donde el hierro ferroso (Fe²⁺) se oxida a férrico (Fe³⁺), bajo la presencia de bacterias aeróbicas (Reacción 2).

A medida que se consume la alcalinidad disponible, el Fe³⁺ se convierte en oxidante (Reacción 5) en rangos de pH < 3,5 y con una velocidad de oxidación considerablemente más alta que en la Etapa 1, ya que se estima que la acción catalizadora de las bacterias aumenta entre 10 y 1 millón de veces esta velocidad. Si bien el oxígeno, en esta etapa, deja de ser el principal agente oxidante, seguirá siendo imprescindible en la formación de hierro férrico (Fe³⁺) y en la proliferación de las bacterias aeróbicas catalizadoras.

Resultado de la ocurrencia de ésta reacción (Reacción 5) la acidez del medio aumenta, ya que la cantidad de protones (H⁺) liberados es mayor (16H⁺) en comparación con las etapas anteriores. Igualmente, el medio se va a caracterizar por niveles elevados de sulfatos y metales disueltos.

Por otro lado, ésta es una oxidación fuertemente exotérmica, que junto con los niveles de pH, proporcionan las condiciones ideales (25 < T^a (°C) < 45; 1,5 < pH < 5) para el desarrollo de las bacterias que van a par-



Figura 3. Ejemplo de DMA en una faena minera.

tipicar en este proceso. En este contexto, la presencia de microorganismos asociados a efluentes mineros, desempeña un papel muy importante en la oxidación de los sulfuros. Bajo diferentes investigaciones se ha constatado que las bacterias del género *Acidithiobacillus* (*Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Acidithiobacillus caldus*) son catalizadoras de las reacciones que suceden en la Etapa 3, pero también existen otras bacterias involucradas en este proceso (*Acidimicrobium ferrooxidans*, *Sulfobacillus acidophilus*, *Leptospirillum ferriphilum*, *Leptospirillum ferrooxidans*, *Sulfobacillus metallicus*, *Sulfobacillus acidocaldarius* y *Thiobacillus thiooxidans*) (Diaby et al., 2007; Wakeman et al., 2008, en Weibel, 2009). La velocidad de oxidación bacteriana depende de factores tales como la temperatura, pH, disponibilidad de O₂ y de CO₂ para la reproducción de las células, cantidad de nutrientes (N, P) y área superficial del mineral sulfurado.

Como se ha mencionado anteriormente, si bien la pirita (FeS₂) es el sulfuro más abundante y el principal responsable de la generación de acidez, existen otros sulfuros cuya oxidación puede influir en la química del DM. La oxidación de estos sulfuros es análoga a la de la pirita (FeS₂), pero las tasas de reacción y la resistencia a la meteorización pueden ser muy diferentes, y varían en función del pH, del agente oxidante y de la razón molar metal/azufre. Así, en las condiciones de la Etapa 1 del proceso, los sulfuros involucrados en la oxidación son aquellos que tienen una razón menor a 1, mientras que en la Etapa 3 se produce la reactividad de los sulfuros con una razón igual a uno (Lottermoser, 2007), como se observa en la Tabla 2.

Diversos autores han planteado que la presencia de hierro (Fe) en los minerales sulfurados o en el agua que entra en contacto con estos minerales juega un rol importante en la oxidación de los mismos y en la cantidad de acidez generada durante la meteorización. Así, los materiales con altos porcentajes de sulfuros de hierro (p. ej. pirita (FeS₂), marcasita (FeS₂), pirrotita (Fe_{1-x}S), o sulfuros que contienen hierro en su composición (p. ej. calcopirita (CuFeS₂), esfaleri-

ta [ZnS] rica en Fe) generan significativamente más acidez que aquellos materiales con bajos porcentajes o con un contenido menor de hierro (Fe) dentro de su estructura (p. ej. galena (PbS)) (Lottermoser, 2007). Por otra parte, existen otros minerales no-sulfurados cuya meteorización o precipitación puede influir en el proceso generador de DM, ya que liberan protones (H⁺) al medio (Lottermoser, 2007).

2.1.2 Reacciones de neutralización

Los agentes neutralizantes, por su naturaleza química juegan un papel importante en el proceso de generación de DM, ya que regulan la acidez mediante el consumo de protones (H⁺) (Véase Apartado 4.1.1. Reacciones de generación de acidez). La Reacción 6 es la expresión genérica de consumo de ácido de los carbonatos, donde Me representa a un catión divalente como Ca²⁺ o Mg²⁺.



Los principales minerales neutralizadores son los carbonatos (Calcita [CaCO₃]), dolomita [CaMg(CO₃)₂], ankerita [Ca(Fe,Mg)(CO₃)₂]), pero también silicatos (Feldspatos, micas, etc.) y arcillas (p. ej. Caolinita [Al₂Si₂O₅(OH)₄]) (Lottermoser, 2007, INAP, 2012). La eficacia con la que estos son capaces de amortiguar la generación de ácido varía ampliamente. Por regla general, los carbonatos se disuelven rápidamente. Así, el mineral más común que consume ácido es la calcita [CaCO₃], a través de la formación de bicarbonato [HCO₃⁻] y ácido carbónico [H₂CO₃], según las siguientes reacciones de consumo (Reacciones 7 y 8), a un pH entre 6 y 8.



El ácido carbónico [H₂CO₃] es inestable y se descompone generando los siguientes compuestos en función del pH del medio, y de las respectivas concentraciones de acidez (Reacciones 9 y 10).

Tabla 2. Agentes oxidantes a lo largo de las etapas de oxidación de la pirita (FeS₂).

Principal agente oxidante	Etapas	pH	Velocidad de reacción	Sulfuros involucrados en la oxidación
Oxígeno (O ₂)	1	> 4,5	Lenta	Razón molar metal/azufre < 1 (P. ej. pirita (FeS ₂), pirrotita (Fe _{1-x} S) y sulfosales (P. ej. enargita [Cu ₃ AsS ₄]).
Hierro férrico (Fe ³⁺)	3	< 4,5	Alta	Razón molar metal/azufre = 1 (P. ej. esfalerita (ZnS), galena (PbS), calcopirita (CuFeS ₂))

Fuente: Elaboración Propia.



Otros minerales más comunes como los aluminosilicatos tienden a ser menos reactivos, por lo que su capacidad de neutralización es menor. En algunos casos, cuando las tasas de oxidación de sulfuros son bajas, algunos minerales silicatados, como por ejemplo algunos silicatos de Ca-Mg, pueden neutralizar DM en condiciones de pH neutro (INAP, 2012).

2.1.3 Formación de minerales secundarios

La meteorización de sulfuros y otros minerales, presentes en los materiales que componen una fuente potencialmente generadora, pueden contribuir con diversas especies iónicas a la solución, aportando cationes y aniones que pueden resultar, por ejemplo, en la generación de DMS. Estos iones en su interacción con el agua o la solución pueden alcanzar niveles de saturación, facilitando su precipitación como minerales secundarios. A modo de ejemplo, en la oxidación de la pirita (FeS_2) se generan productos secundarios meta-estables como la schwertmanita, ferrihidrita y jarosita, y/o estables como goethita y hematita, entre otros (Tabla 3). La precipitación de estos minerales depende de las condiciones de Eh-pH del medio y de la disponibilidad de elementos claves como potasio y azufre (Weibel, 2009).

Los agentes neutralizantes también regulan los niveles de sólidos disueltos totales (TDS⁸), que pueden llegar a ser muy elevados en la solución, facilitando su precipitación. Así, como resultado de la liberación de bicarbonatos HCO_3^- y ácido carbónico H_2CO_3 se pueden formar minerales carbonatados secundarios. En algunos casos, esta precipitación de minerales secundarios también puede generar acidez, siendo en ese caso el efecto de neutralización menor al esperado (INAP, 2012). En la Reacción 11, la siderita (FeCO_3) precipitada como mineral secundario reacciona produciendo acidez (H^+).

Otro grupo relevante dentro de los minerales secundarios son las sales eflorescentes de sulfato, las que se forman en condiciones oxidantes y altas tasas de evaporación. Estas sales son altamente solubles y, en presencia de agua lluvia o escorrentía, pueden liberar una cantidad significativa de metales y ácido,

constituyendo una fuente de contaminación secundaria y determinando una variación o fluctuación estacional en los niveles de contaminación de aguas superficiales y subterráneas, especialmente en climas áridos y semiáridos (Dold, 2010).

Tabla 3. Principales minerales secundarios formados en procesos de generación de DMA.

Mineral	Fórmula
Schwertmanita	$\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6\text{SO}_4 - \text{Fe}_{16}\text{O}_{16}(\text{OH})_{10}(\text{SO}_4)_3$
Ferrihidrita	$5\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$
Jarosita	$\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$
Alunita	$\text{KAl}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$
Goethita	$\text{FeO}(\text{OH})$
Hematita	Fe_2O_3
Siderita	FeCO_3
Melanterita	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
Epsomita	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
Roemerita	$\text{Fe}^{2+}\text{Fe}^{3+}_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$
Coquimbita	$\text{Fe}_2^{3+}(\text{SO}_4) \cdot 9\text{H}_2\text{O}$
Bonatita	$\text{CuSO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$
Chalcantita	$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$
Hexahidrita	$\text{MgSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$
Yeso	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
Azurita	$\text{Cu}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$
Malaquita	$\text{Cu}_2(\text{CO}_3)(\text{OH})_2$
Crisocola	$\text{CuSiO}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$

Fuente: Lottermoser, 2007.

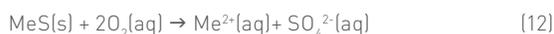
2.1.4 Movilidad de elementos asociados al drenaje minero

Si bien la disminución del pH y la generación de acidez son las consecuencias más conocidas de la generación de DM a partir de la interacción de las fuentes potencialmente generadoras con los factores ambientales, un factor relevante de preocupación es la liberación de metales y metaloides en los distintos tipos de drenaje, producto de la oxidación de los minerales sulfurados.



8. Conocido por sus siglas en inglés TDS – Total Dissolved Solids.

La contribución a la disolución de iones metálicos producto de la oxidación de los sulfuros ocurre de acuerdo a las siguientes reacciones:



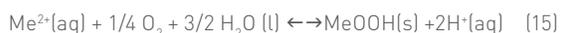
La movilidad de estos elementos en la solución depende, entre otros factores, de cómo estén contenidos en los minerales, de la solubilidad de cada elemento, así como del Eh y del pH del medio.

Tomando como referencia el pH, normalmente, la solubilidad de muchos elementos metálicos aumenta a medida que el pH disminuye hacia niveles por debajo de pH 7, y de manera inversa a medida que el pH aumenta estos pueden precipitar en forma de óxidos e hidróxidos, o bien ser adsorbidos. Aun así, existen elementos que no requieren condiciones ácidas para movilizarse y, en condiciones de neutralidad y alcalinidad pueden alcanzar concentraciones significativas. Tal es el caso por ejemplo de antimonio (Sb), arsénico (As), cadmio (Cd), molibdeno (Mo), selenio (Se) y zinc (Zn).

Los metales pueden ser transportados en el DM en distintas especies químicas. En el caso del DMA, la mayoría de los metales ocurre como iones simples o como complejos sulfatados, en el DMN y el DMAL las concentraciones elevadas de metales y metaloides son favorecidas por la formación de oxianiones (p. ej. AsO_4^{3-}), complejos acuosos y por la ausencia de los procesos de adsorción y coprecipitación con hidróxidos de hierro secundario (Lottermorser, 2007).

En el caso del DMA, el Fe y Al son usualmente los metales disueltos que alcanzan las mayores concentraciones en solución, con rangos entre 1000 a 10.000 mg/L. Algunos elementos traza, como el Cu, Pb, Zn, Cd, Mn, Co y Ni pueden alcanzar concentraciones entre 100 a 1000 mg/L. La tabla a continuación (Tabla 4) presenta los metales típicos que es posible encontrar en los DMA, DMN y DMAL.

Cabe destacar que la hidrólisis de los iones metálicos presentes en la solución puede aportar protones (H^+) al efluente, por lo que metales como hierro (Fe), aluminio (Al), manganeso (Mn), zinc (Zn), cadmio (Cd), plomo (Pb), cobre (Cu) o níquel (Ni), se consideran generadores de ácido, de acuerdo a las siguientes reacciones (Reacciones 14, 15, 16 y 17), donde los metales se representan por Me.



En cuanto a la carga de aniones, en el DMA los más comunes se encuentran en forma de sulfatos (SO_4^{2-}) con concentraciones mayores a 1000 mg/L, y en DMN/DMAL los principales aniones son los sulfatos (SO_4^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-).

Tabla 4. Metales típicos presentes en el DMA, DMN y DMAL.

Metales típicos presentes en DMA	Fe ²⁺ , Fe ³⁺ , Al ³⁺ , Zn ²⁺ , Mn ²⁺ , Cu ²⁺ , Cd ²⁺ , Pb ²⁺ , Ni ²⁺ , As, etc.
Metales típicos presentes en DMN/DMAL	Fe ²⁺ , Mn ²⁺ , Zn ²⁺ , (Sb, As, Cd, Cu ²⁺ , Mo, Se, etc.)

Fuente: Elaboración Propia.

2.2 Factores que Controlan la Generación y Migración del Drenaje Minero

Existe una amplia variedad de factores que controlan la generación o formación del DM, así como también su migración o transporte y los efectos de éste en el medio ambiente receptor. Es así como en el análisis de estos factores se deben considerar aquellas características propias del material, que influyen de manera directa en la tasa de oxidación de los sulfuros presentes, y aquellos factores que modifican la composición final del efluente (Figura 4). Estos últimos pueden afectar la composición del DM tanto en la fuente potencialmente generadora (como por ejemplo la evaporación y la difusión de oxígeno en las instalaciones) como en su transporte o migración hasta el receptor final (como por ejemplo la infiltración y dilución, entre otros).

Es importante destacar que la comprensión del proceso generador de DM y su composición final pasa por el análisis en conjunto de todos los factores involucrados, debido tanto a la complejidad de las reacciones como a las características sitio-específicas de cada faena y de cada instalación minera. Es así como el intervalo de tiempo que puede transcurrir entre la oxidación o alteración inicial del material o de la roca y el peak de generación de acidez, puede variar de algunos días a años (Robertson & Kirsten, 1989).

Entre los principales **factores que influyen en la tasa de oxidación de los sulfuros** se cuentan los siguientes:

a. Aspectos mineralógicos: la composición mineralógica del material, el tamaño de grano de los mine-

rales y la cristalinidad de las fases presentes condicionan la capacidad de reacción del material. De manera general, la velocidad de crecimiento y las condiciones de saturación imperantes en el momento de formación de los cristales controlan el tamaño de grano de los mismos. Así por ejemplo, si nos referimos al DMA, la pirita framboidal o los cristales amorfos, resultado de un crecimiento rápido y condiciones supersaturadas, suponen tamaños de grano menores y por tanto mayor superficie expuesta a la reacción química (INAP, 2012), y potencialidad de generación de drenaje. Por otro lado, la presencia de impurezas o defectos, que supongan una heterogeneidad en la cristalinidad del material aumentan de igual manera su capacidad de reacción, disminuyendo la resistencia del mineral a la oxidación (INAP, 2012). La descripción de estos factores se puede aplicar también para minerales no sulfurados.

b. Condiciones fisicoquímicas en el microambiente de reacción: el pH, la temperatura y las condiciones redox (Eh) de la solución que entra en contacto con los minerales sulfurados ejercen un control directo en la oxidación. En el caso del pH y la temperatura, controlando la velocidad de reacción del material. En general, la tasa de reacción aumenta con el aumen-

to de la temperatura (INAP, 2012). Uno de los efectos más importante del pH es que las condiciones ácidas promueven la actividad bacteriana, catalizando varias reacciones asociadas a la oxidación de sulfuros, en particular, de la pirita (FeS_2). Retomando el ejemplo del DMA, las Figuras 5 y 6 esquematizan los estudios realizados por Robertson and Broughton (1992), sobre los efectos que la temperatura y el pH tienen en la oxidación biótica y abiótica de la pirita (FeS_2). Nótese la importancia, en el proceso de reacción, de la influencia de la actividad biótica (desarrollo bacteriano).

c. Agente oxidante: el tipo y la disponibilidad del agente oxidante puede cambiar en función de las condiciones ambientales durante el proceso de formación del drenaje. Tal como se ha visto en la Tabla 2, a lo largo de las etapas de oxidación de los sulfuros, el agente oxidante cambia de oxígeno a hierro en su estado férrico (Fe^{3+}) en función del pH, pudiendo acelerar hasta en 2 o 3 órdenes de magnitud la velocidad de reacción.

Entre los principales **factores que modifican la composición del DM** durante su migración o transporte se cuentan los siguientes:

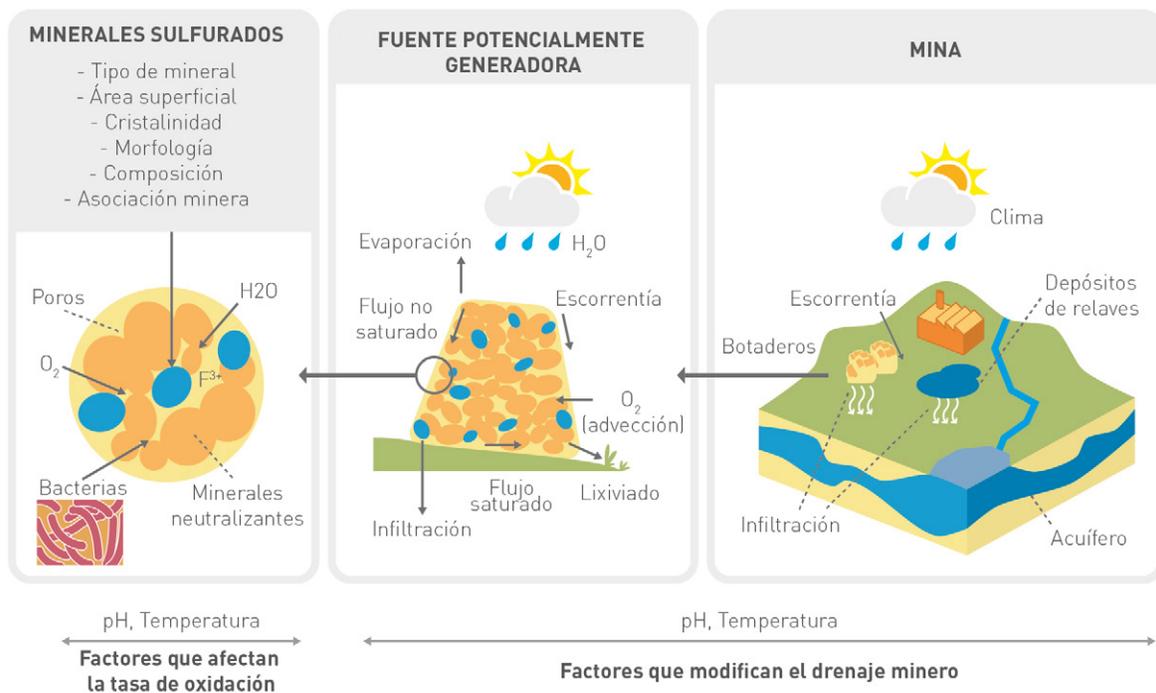


Figura 4. Factores que afectan la oxidación de sulfuros y que modifican el DM durante la migración. Fuente: Modificado de GARD Guide, (INAP, 2012).

a. Condiciones fisicoquímicas: durante el transporte o migración del DM, el pH, el potencial de oxidación-reducción o redox (Eh) y la temperatura del efluente controlan su composición química. El control más importante en la movilidad de los metales es el pH, mientras que las condiciones redox determinan la especiación de las fases minerales presentes.

Cabe destacar que las condiciones fisicoquímicas del DM pueden variar durante el transporte debido a mezcla con otros efluentes o con agua natural, o por las reacciones químicas debidas a la interacción con otros materiales geológicos.

b. Mecanismos de atenuación: corresponden a procesos que reducen la movilidad y la concentración de los constituyentes disueltos en el efluente (INAP, 2012). Algunos de estos mecanismos son la formación de minerales secundarios tales como sulfatos, óxidos, hidróxidos, arseniatos, carbonatos, silicatos y elementos nativos; las reacciones de sorción y la interacción con agentes neutralizantes que influyen en las características químicas del efluente.

c. Factores físicos: existen una serie de factores físicos, tanto en las fuentes potencialmente generadoras como en el medio ambiente receptor que pueden modificar las condiciones del drenaje durante su transporte. Entre estos factores se encuentran las condiciones climáticas, hidrológicas e hidrogeológicas del entorno, que determinarán, entre otras cosas, la disponibilidad de agua en la cuenca, el transporte de los productos de las reacciones de oxidación, y la interacción del efluente con aguas naturales o con otros efluentes, produciendo la concentración o dilución de sus constituyentes. Por otra parte, la temperatura puede tener diversos efectos, como promover

la evaporación a altas temperaturas o inhibir el transporte del efluente en condiciones de congelación.

La naturaleza y propiedades del suelo (textura, estructura, propiedades físicas y propiedades físico-químicas) y la presencia o ausencia de vegetación, determinan la dinámica de transporte del DM y su interacción con aguas superficiales y subterráneas así como con suelos aledaños, que pueden afectar a la calidad final del efluente (Véase Apartado 4.2.2. Descripción del Medio Físico; y Apartado 4.2.3. Identificación y Descripción de la Fuentes Potencialmente Generadoras de DM).

d. Mecanismos de transporte de oxígeno: la movilidad del oxígeno en las fuentes potencialmente generadoras de DM está controlada por mecanismos de transporte complejos dentro de la propia estructura de las fuentes. De manera simplificada, en las zonas próximas a la superficie, y disminuyendo en profundidad conforme la demanda de oxígeno en las distintas reacciones, predominan los mecanismos de difusión en función del grado de saturación de oxígeno de los poros. Asimismo, dentro de estas fuentes se producen procesos de convección térmica y diferencia de densidades que incluyen el transporte de oxígeno, u otros como gradientes de advección generados por el viento o el bombeo barométrico producto del aumento en la presión atmosférica (INAP, 2012).

e. Factores biológicos: un control importante en la generación de DMA es la oxidación bacteriana de Fe^{2+} a Fe^{3+} , el que a su vez puede oxidar a la pirita (FeS_2) mediante la Reacción 5. La tasa de crecimiento y la densidad de población de las bacterias dependen de la disponibilidad de CO_2 y oxígeno, de la cantidad de nutrientes (N, P), del elemento químico donante de electrones (Fe^{2+} o S) y de la temperatura. Además, hay que considerar que

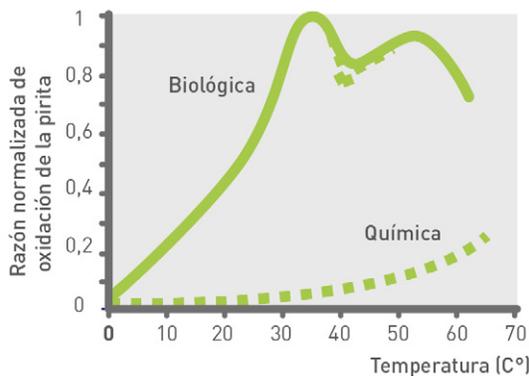


Figura 5. Efecto de la temperatura en la oxidación biótica o abiótica de la pirita. Fuente: Modificado de Robertson and Broughton, 1992.

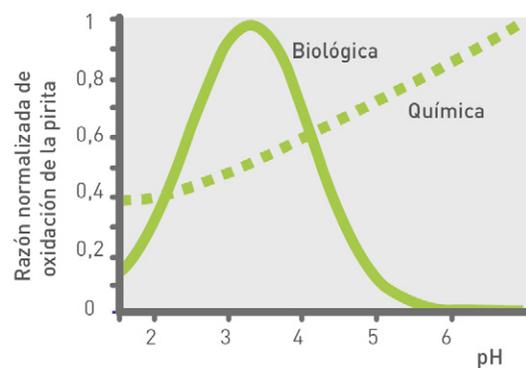


Figura 6. Efecto del pH en la oxidación biótica o abiótica de la pirita. Fuente: Modificado de Robertson, 1987.

existe la posibilidad del desarrollo de microambientes bacterianos con características metabólicas específicas dentro de una misma fuente (INAP, 2012).

f. Condiciones de descarga del efluente: se debe considerar si la descarga se produce de forma puntual o difusa, si hay interacción de efluentes generados por distintas fuentes, si la descarga es continua o intermitente, y finalmente si el efluente está altamente concentrado o por el contrario ha sufrido procesos de dilución.

2.3 Procesos de Generación de Drenaje Minero Asociados a la Minería del Carbón

El proceso de generación de DM asociado a los residuos generados por este tipo de minería está relacionado a la exposición de carbón, minerales sulfurados y carbonatos ricos en Fe^{2+} , a los factores ambientales (Lottermoser, 2007). Así, de manera general y a diferencia de los depósitos metálicos, el único sulfuro que se encuentra de manera significativa en los estratos sedimentarios de los yacimientos de carbón capaz de generar DMA, es la pirita (FeS_2) (INAP, 2012). Su cantidad está limitada por la cantidad de materia orgánica, sulfatos disueltos y minerales de hierro reactivos presentes. En este tipo de minería es frecuente que se produzcan combustiones espontáneas en los desechos acumulados, contribuyendo de esa forma a la oxidación de la pirita (FeS_2). En los sedimentos asociados, se pueden encontrar restos de marcasita (FeS_2), galena (PbS), calcopirita (CuFeS_2) y esfalerita

(ZnS) (Lottermoser, 2007), pero su contribución a la generación de drenaje se considera despreciable.

La alcalinidad en este tipo de depósitos viene dada por minerales carbonatados como la ankerita ($\text{Ca}(\text{Mg}, \text{Fe})(\text{CO}_3)_2$), común en la ganga de los estratos de carbón. Este mineral no sólo va a neutralizar la acidez de la oxidación de la pirita (FeS_2) sino que en realidad inhibe su oxidación al tamponar el pH, favoreciendo la precipitación de hidróxido férrico.

Los cationes más importantes en el DMA asociado a la minería del carbón son el hierro (Fe), el manganeso (Mn) y el aluminio (Al). El hierro (Fe) como resultado de la oxidación de la pirita (FeS_2), mientras que el manganeso (Mn) y aluminio (Al) se disuelven por la interacción del propio DMA con los estratos sedimentarios. De los tres, el aluminio (Al) es el más tóxico pero precipita fácilmente a valores de pH próximos a la neutralidad, por tanto el hierro (Fe) es el metal que suele presentar las concentraciones más altas y suponen el principal problema en este tipo de drenajes. En menor cantidad se encuentran el SO_4^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ e incluso metales trazas, como el selenio (Se) (INAP, 2012).

Además, hay que tener en cuenta que la naturaleza del DM asociado a este tipo de minería puede variar de manera significativa no sólo de un depósito a otro, sino que incluso dentro del mismo depósito, debido principalmente al paleoambiente en que se formó el yacimiento, lo que complica la definición de los drenajes asociados a este sector minero.

3

GESTIÓN DE LA ESTABILIDAD QUÍMICA

La gestión de la estabilidad química (EQ) durante el ciclo de vida de una faena minera requiere de una estrategia de trabajo definida y consecuente, que considere no sólo el cumplimiento de las exigencias normativas, sino que también las crecientes exigencias de la comunidad. En este escenario, la gestión de la EQ debe ser abordada mediante una estrategia integral, cuya visión y objetivo sea la gestión de cada una de las instalaciones consideradas como fuentes potencialmente generadoras de DM, a lo largo de toda su vida útil, de manera de asegurar la EQ de las instalaciones remanentes⁹, y en general de toda la faena, en el momento del cierre.

Debido a la gran cantidad de factores que influyen en la generación y transporte de DM y dado que este fenómeno puede manifestarse incluso mucho tiempo después de cesadas las operaciones mineras, es importante considerar que esta gestión debe ser continua en el tiempo, de manera de prevenir, controlar y/o mitigar los efectos del DM en el largo plazo. Asimismo, la gestión de la EQ debe ser considerada como un apoyo estratégico al operador minero, no sólo para cumplir con las exigencias de la autoridad y la comunidad en este respecto, sino que también generando información durante todo el ciclo de vida de la faena minera, que servirá de apoyo en la toma de decisiones respecto de las medidas de gestión que se implementen durante la operación y el cierre para asegurar la EQ luego del cese de las operaciones, y respecto del control de los riesgos y los costos asociados a esta gestión.

En este contexto, la estrategia que se presenta en esta Guía tiene por objeto resaltar la importancia de la gestión de la EQ en cada una de las fuentes potencialmente generadoras de DM desde el momento de su planificación, pudiendo coincidir con cualquier etapa del ciclo de vida de una faena minera. Conforme a lo anterior, se requiere de una gestión continua, trazable e integral, mediante el diseño e implementación de un **Programa de Estabilidad Química (PEQ)** para cada una de las instalaciones mineras involucradas.

En este Capítulo se presentan los principales aspectos relacionados al diseño y desarrollo de un PEQ, su relación con el ciclo de vida de la faena minera y consideraciones para faenas e instalaciones mineras (potencialmente generadoras de DM) en planificación y existentes. En capítulos posteriores se detallan cada una de las etapas que conforman un PEQ.

3.1 Programa de Estabilidad Química: Gestión Integral del Drenaje Minero

Se entenderá por Programa de Estabilidad Química (PEQ) a la hoja de ruta diseñada con el objeto de gestionar, de manera integral, el DM en cada una de las fuentes potencialmente generadoras, constituyéndose este programa como una herramienta de trabajo, que variará en función de las características de cada instalación, su relación con el entorno y la etapa del ciclo de vida en que se encuentre. Idealmente, el diseño del PEQ debe realizarse al inicio de la vida útil de la instalación, dado que la gestión de la EQ, en general, es más sencilla y más eficiente en estos casos.

3.1.1 Objetivos y etapas del programa de estabilidad química (PEQ)

El PEQ (Figura 7) engloba diferentes etapas orientadas a lograr la condición de EQ en el momento de cierre de una instalación o de una faena minera. Estas etapas responden a dos objetivos generales: **evaluar** y **asegurar** la EQ de una instalación minera.

Las etapas que están orientadas a *EVALUAR* la EQ tienen como objetivo recopilar y generar información que permita caracterizar tanto las fuentes potencialmente generadoras de DM como su entorno, de manera de determinar si la fuente tiene capacidad de generar DM y de qué tipo, determinar su comportamiento en el largo plazo y evaluar los potenciales riesgos relacionados a la generación y transporte de DM hacia los potenciales receptores ambientales. Éstas corresponden a las etapas de *Descripción/Caracterización, Predicción y Evaluación de Riesgo Ambiental*.

Por otra parte, las actividades orientadas a *ASEGURAR* la EQ de una fuente generadora de DM tienen como objetivo evitar, controlar, minimizar, eliminar o tratar el DM generado. Las etapas del PEQ que permiten abordar estos objetivos son las etapas de *Prevención, Control, Tratamiento y la Evaluación de Riesgos Residual*.

De manera transversal a las etapas anteriores se debe considerar la etapa de *Monitoreo*, de especial relevancia dentro del desarrollo de un PEQ, ya que tiene como objetivo controlar la información y los resultados obtenidos a lo largo del desarrollo del PEQ y realizar el seguimiento de las condiciones (tanto de las fuentes potencialmente generadoras como de los potenciales receptores) a lo largo del tiempo.

9. Se refiere a las instalaciones de una faena minera que no son desmanteladas al momento del cierre o que quedan tras el cese de la actividad (p. ej. botaderos de estéril, depósitos de relave, entre otros).

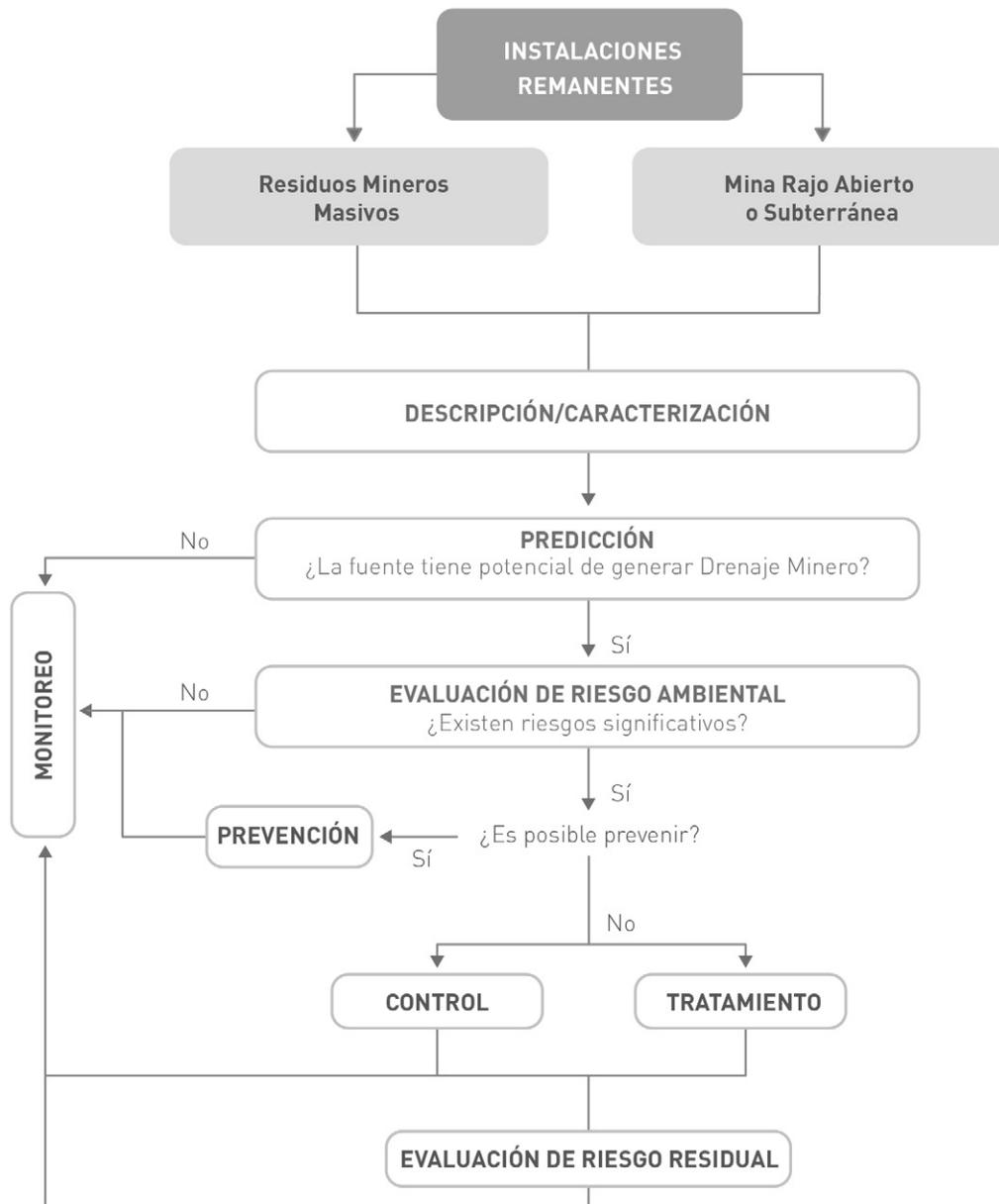


Figura 7. Programa de Estabilidad Química (PEQ).
Fuente: Elaboración Propia.

A continuación se resumen las etapas que forman parte de un Programa de Estabilidad Química (PEQ), las que son descritas en detalle en los siguientes capítulos de la Guía.

- **Etapas de Descripción/Caracterización:** en esta etapa se identifican las instalaciones mineras que constituyen fuentes potencialmente generadoras de DM, además del modelo conceptual asociado a cada una de ellas, de manera de comprender el fenómeno de generación y transporte del DM desde su origen hasta los potenciales receptores ambientales. Esta primera etapa es una de las más relevantes dentro del PEQ, puesto que permite recopilar información que será la base para el desarrollo del resto de las etapas. Esta información comprende la descripción y caracterización geoquímica y mineralógica de las fuentes potencialmente generadoras, la descripción y caracterización del entorno o medio físico donde se ubica cada instalación, en términos de la climatología, geología, hidrología e hidrogeología, así como la relación fuente-ruta-receptor. Las variables y herramientas que pueden ser utilizadas en esta etapa se describen en detalle en el Capítulo 4 *“Herramientas y Criterios para Evaluar la Estabilidad Química y su Potencial Impacto”*.

- **Etapas de Predicción:** esta etapa tiene por objetivo la determinación de la capacidad de los materiales de producir DM, su calidad y características, a través de diversos métodos de laboratorio y terreno, y modelos predictivos que permitan conocer el comportamiento en el largo plazo. La predicción es una tarea compleja que varía tanto de una faena a otra como dentro de los diferentes materiales de una misma faena o instalación minera, por lo que la selección del método o del conjunto de métodos a utilizar es sitio-específico. El correcto desarrollo de esta etapa es fundamental, ya que la información levantada servirá de base para las etapas posteriores de gestión de la EQ. En el Capítulo 4 *“Herramientas y Criterios para Evaluar la Estabilidad Química y su Potencial Impacto”* se describen las técnicas y métodos de predicción más utilizados en Chile y el mundo.

- **Etapas de Evaluación de Riesgo Ambiental:** durante el desarrollo de esta etapa se evalúan los componentes ambientales que son potenciales receptores del DM, los potenciales impactos generados y el riesgo a la salud de las personas y/o al medio ambiente, para determinar en última instancia si la faena o la instalación minera es o no estable químicamente en el momento de su cierre. La exigencia de evaluar los riesgos relacionados con la EQ, de manera de implementar medidas de control cuando dichos riesgos son significativos, queda normada en la Ley que

Regula el Cierre de Faenas e Instalaciones Mineras en Chile (Ley 20.551). La importancia de la Evaluación de Riesgos radica en que mediante esta herramienta es posible establecer e implementar medidas de control de los riesgos asociados a la EQ de manera de prevenir y/o minimizar las alteraciones significativas sobre el medio ambiente en el momento del cierre de la instalación o la faena minera. También a nivel internacional la evaluación de riesgo es considerada como una herramienta robusta que debería formar parte integral del manejo de la EQ de una faena minera y que se recomienda aplicar durante todo su ciclo de vida de manera de obtener información objetiva y con base científica para la toma de decisiones más precisa y generando un proceso transparente de evaluación. Su aplicación es recomendada ya que permite reducir costos e incertidumbres del proceso de cierre. Esta etapa se desarrolla en más detalle en el Capítulo 4 *“Herramientas y Criterios para Evaluar la Estabilidad Química y su Potencial Impacto”*.

- **Etapas de Prevención y Control:** reúne las técnicas que permiten prevenir el DM limitando la interacción entre los diferentes factores involucrados, y aquellas técnicas que, una vez generado el DM, permiten controlar y minimizar sus potenciales impactos. Esta etapa se desarrolla en más detalle en el Capítulo 5 *“Herramientas y Criterios para Asegurar la Estabilidad Química”*. Cabe destacar que, si bien en el capítulo correspondiente, las herramientas de prevención y control se tratan en conjunto, en el PEQ aparecen por separado (Figura 7). Esto último se justifica dado que se busca hacer énfasis en la implementación de métodos de prevención por sobre los de control y tratamiento en todos aquellos casos en que esto sea factible. Por este motivo en el PEQ se plantea la pregunta: ¿es posible prevenir?. Para efectos de esta Guía se entenderá que los métodos de prevención son todos aquellos que pueden ser aplicados desde el diseño y planificación de la faena o instalación minera, así como posterior a la construcción de las mismas, a diferencia de los métodos de control que son implementados posterior a la construcción de las instalaciones.

- **Etapas de Tratamiento:** reúne las técnicas de tratamientos pasivos y activos para mejorar la calidad del drenaje hasta niveles aceptables según las diferentes normativas existentes o de acuerdo a los criterios definidos en este aspecto y, en la medida de lo posible, revertir el potencial impacto en los receptores ambientales y disminuir los riesgos significativos asociados. Esta etapa se desarrolla en más detalle en el Capítulo 5 *“Herramientas y Criterios para Asegurar la Estabilidad Química”*.

- **Etapas de Monitoreo:** reúne las acciones que permiten evaluar y controlar en el tiempo la información y los resultados obtenidos en todas las etapas del PEQ, con la finalidad de poder determinar que las decisiones y medidas implementadas son eficaces y pueden ser mantenidas en el tiempo o si deben ser reevaluadas. El monitoreo incluye además las acciones que permiten evaluar, validar y realizar seguimiento de las medidas implementadas en las etapas de cierre y post-cierre. Esta etapa, por lo tanto, se considera transversal al desarrollo de un PEQ y corresponde a una de las etapas de mayor relevancia en la gestión integral de la EQ a lo largo del ciclo de vida de una instalación minera, como a lo largo del ciclo de vida de la faena minera. Esta etapa se desarrolla en más detalle en el Capítulo 6 *“Monitoreo y Muestreo en la Gestión de la Estabilidad Química”*.

Como se puede observar en la Figura 7, luego de las etapas de control y tratamiento, se debe realizar una *Evaluación de Riesgos Residual*, es decir, la evaluación de aquellos riesgos que permanecerán posteriormente a la implementación de las medidas de prevención, control y tratamiento y que deben ser continuamente evaluados y monitoreados. Esta evaluación se trata en más detalle en el Capítulo 4 *“Herramientas y Criterios para Evaluar la Estabilidad Química y su Potencial Impacto”*.

Otro aspecto relevante en la gestión de la EQ de una faena o instalación minera y que corresponde a una actividad transversal al Programa de Estabilidad Química (PEQ), es el **muestreo**. Esta actividad es considerada como crítica, ya que su correcta implementación determinará la representatividad y calidad de la información que se genere a partir de los distintos análisis realizados a las muestras. El muestreo se puede llevar a cabo tanto en las fuentes identificadas como potencialmente generadoras de DM (para efectos de su descripción, caracterización o para llevar a cabo diferentes técnicas de predicción e incluso para la evaluación de los riesgos asociados), así como también sobre los componentes ambientales (para efectos de establecer una línea base, evaluar los riesgos o en programas de monitoreo), y sobre el DM generado (para efectos de evaluar medidas y tecnologías de tratamiento o en su monitoreo), por lo que el desarrollo de esta actividad dependerá del objetivo planteado, siendo específico para cada instalación, para cada etapa del PEQ y para cada componente ambiental. Esta actividad se presenta en detalle en esta Guía en el Capítulo 6 *“Monitoreo y Muestreo en la Gestión de la Estabilidad Química”*.

Cabe destacar que el esquema del PEQ no representa necesariamente una sucesión de etapas consecuti-

vas. En algunos casos pueden implementarse etapas al mismo tiempo siendo, por ende, simultáneas y no excluyentes. A modo de ejemplo, aun cuando en instalaciones antiguas puede no conocerse su potencialidad de ser generadora de DM, se puede y es recomendable aplicar técnicas de prevención o control de manera de evitar o controlar la interacción entre los diferentes factores involucrados en la generación de drenaje.

3.2 Relación del Programa de Estabilidad Química con el Ciclo de Vida de una Faena Minera

Como se ha visto, se debe diseñar e implementar un PEQ de manera independiente para cada una de las instalaciones consideradas como potencialmente generadoras de DM, con el objetivo de asegurar su EQ en el momento de cierre de la faena minera. Asimismo, el PEQ idealmente debe desarrollarse a lo largo de toda la vida útil de la instalación, desde la planificación hasta el cierre, incluyendo medidas de monitoreo en el post-cierre. La etapa de desarrollo en que se encuentre una instalación minera, en relación a su vida útil (planificación, construcción, operación, cierre y post-cierre), puede o no coincidir con las etapas del ciclo de vida de una faena minera (exploración; planificación, estudio de factibilidad y diseño; construcción y operación; desmantelamiento y cierre; post-cierre). Tal es el caso de nuevas instalaciones en faenas mineras existentes (un nuevo depósito de relaves o un nuevo botadero, etc.). Asimismo, algunas instalaciones mineras pueden cerrar durante la etapa de operación de la faena minera (Cierre Parcial).

Por ende, la gestión de la EQ debe relacionarse con el ciclo de vida de una faena minera, bajo el concepto de una gestión integral de la misma. Así, en la siguiente figura (Figura 8) se relacionan las etapas del ciclo de vida de un proyecto minero, con las etapas de un PEQ y las actividades que pueden ser implementadas en faenas o instalaciones mineras nuevas; o en faenas o instalaciones mineras existentes.

Las opciones técnicas para manejar el DM son considerablemente mayores en los proyectos mineros nuevos donde las estrategias de prevención y control pueden ser implementadas como parte del plan de desarrollo minero, evitando estrategias tardías de tratamiento y remediación de alto costo (Acuerdo Marco Producción Limpia, 2002). En general, las opciones disponibles para la gestión del DM disminuyen en la medida que se avanza en el ciclo de vida de una faena minera, mientras que los costos aumentan

y es probable que sea necesario establecer más de una medida o una combinación de ellas (INAP, 2012). La estrategia de gestión más costo-efectiva es la integración de medidas de prevención y control desde la planificación hasta el cierre de la mina, y trabajar en forma coordinada para minimizar el riesgo de desarrollo de DM en el tiempo (Acuerdo Marco Producción Limpia, 2002).

La gestión de la EQ, con miras al cierre, debe ser entendida como parte del negocio minero, de manera de establecer medidas para lograr la EQ de las instalaciones mineras desde los inicios de un proyecto minero. En este sentido, la integración de la planificación del cierre en el ciclo de vida minero es hoy recomendada a nivel internacional. El Consejo Internacional de Minería y Metales (ICMM) recomienda que las consideraciones de cierre se deben tener en cuenta desde la etapa de inversión y en la operación, las que deben incluir tanto consideraciones ambientales como sociales.

Para el caso de faenas mineras nuevas, se recomienda implementar la etapa de descripción y caracterización del PEQ desde la etapa de exploración, incorporando el levantamiento de información analítica para la identificación y caracterización preliminar de sus materiales tanto desde el punto de vista de la generación de DM, como desde el punto de vista de la capacidad de los mismos de neutralizar drenajes. En este sentido, la información levantada en la línea base cobra gran relevancia para la evaluación, en etapas posteriores, del potencial impacto en suelo,

sedimento y agua, relacionados a la actividad minera, en particular debido al DM (INAP, 2012). Para el caso de faenas mineras existentes, donde no exista línea base o donde la información sea incompleta, existen métodos indirectos que permiten establecer las condiciones previas a la actividad minera, como la caracterización de sitios análogos (en términos de sus características físicas, químicas, geológicas y biológicas) o la modelación geoquímica (Nordstrom, 2015).

En general, se recomienda incrementar el nivel de información levantada en relación a la EQ en el tiempo, de manera tanto de validar la información generada en las primeras fases del ciclo de vida de la faena minera, como de complementar esta información de manera de disminuir la incertidumbre de las medidas de prevención, control y tratamiento que se tomarán en etapas posteriores. Asimismo, es recomendable evaluar la factibilidad, eficiencia y desempeño de las medidas implementadas para asegurar la EQ de las instalaciones mineras (prevención, control y/o tratamiento), mediante el monitoreo continuo, el levantamiento de información, pruebas de laboratorio, ensayos en terreno, etc.

Finalmente, en relación a la etapa de evaluación de riesgo ambiental, es de relevancia señalar que éstas deben ser continuamente actualizadas debido a que las condiciones proyectadas pueden cambiar en respuesta a condiciones o cambios en la operación de la faena. Lo anterior también puede ocurrir si el nivel de riesgo considerado hoy como aceptable no es considerado aceptable en el futuro.

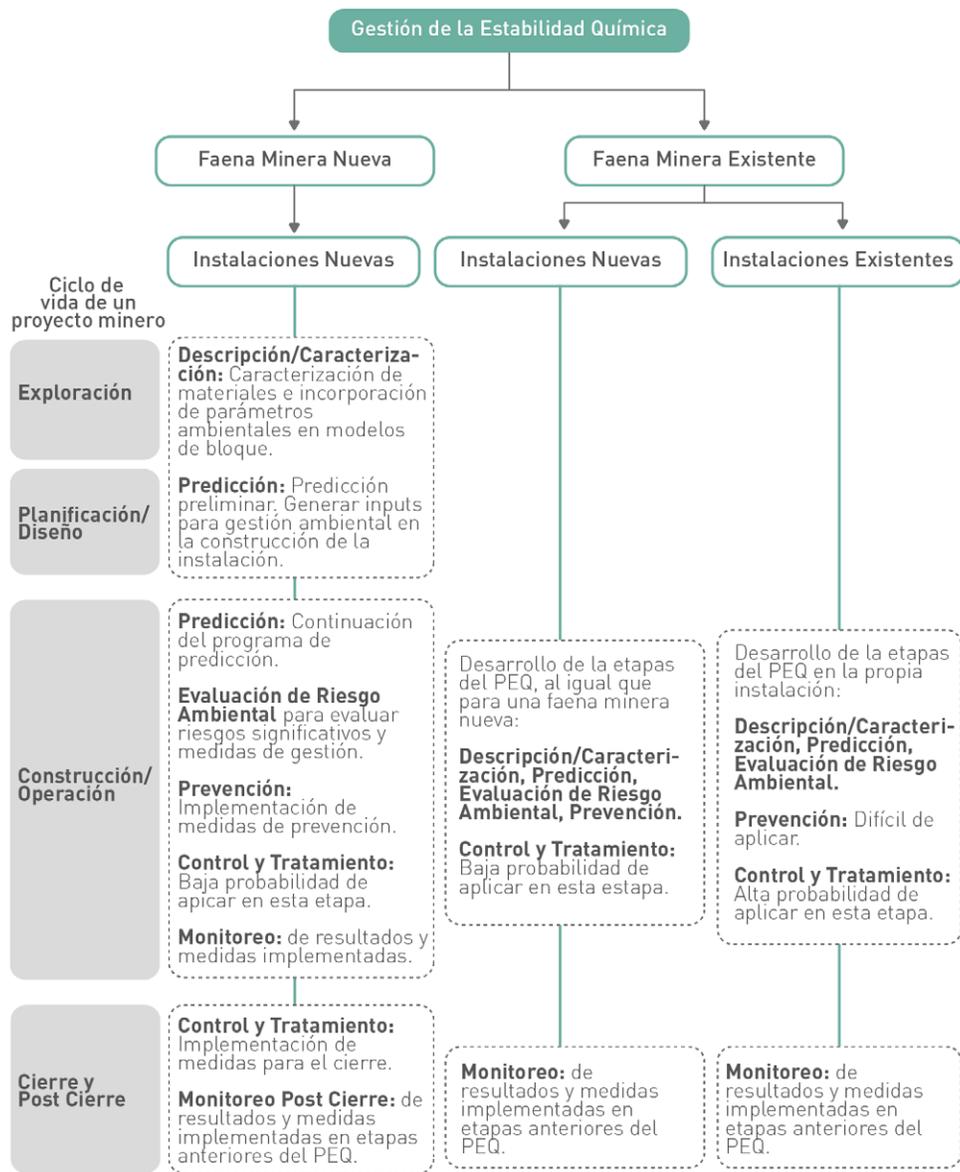


Figura 8. Relación entre las etapas de un Programa de Estabilidad Química (PEQ) y el ciclo de vida de una faena minera.
Fuente: Elaboración Propia.

4

HERRAMIENTAS Y CRITERIOS PARA EVALUAR LA ESTABILIDAD QUÍMICA Y SU POTENCIAL IMPACTO

En este Capítulo se desarrollan las herramientas y criterios fundamentales para evaluar la estabilidad química (EQ) de las instalaciones consideradas potencialmente generadoras de DM, las cuales forman parte del Programa de Estabilidad Química (PEQ) que una faena minera debe considerar en la gestión de la EQ.

En la evaluación de la EQ se diferencian varias etapas, cuyos resultados tienen influencia directa en la toma de decisiones para asegurar y garantizar la EQ de la instalación luego de su cierre.

La experiencia internacional da cuenta de que la evaluación de la EQ en las fuentes potencialmente generadoras requiere de la descripción de todos los factores involucrados en el proceso de generación de drenaje minero (DM) y, en general, busca responder preguntas tales como:

- Cuál es el tipo de material disponible y cuáles son las instalaciones consideradas como fuentes potencialmente generadoras de DM, así como sus principales características.
- Qué potencialidad tienen dichas instalaciones de generar DM, y si se confirma tal hecho, de qué tipo (calidad) se espera que sea este drenaje.

- Cuáles son los riesgos (nivel de significancia) asociados a la generación de DM.

Ninguna de ellas es fácil de resolver, ya que la evaluación de la EQ es compleja y requiere del trabajo de un equipo de diversos profesionales, cuyo trabajo determina, en última instancia, el éxito de la gestión.

En resumen, se debe determinar si se generará efluente y de qué tipo y, además, evaluar y determinar si ese efluente supone un riesgo significativo para la salud de las personas y/o para el medio ambiente. En consecuencia y para incluir todos estos aspectos, se diferenciará entre las siguientes etapas:

- **Etapas de descripción/caracterización**
- **Etapas de predicción**
- **Etapas de evaluación de riesgos**

Como se ha visto, éstas sólo constituyen una parte de la gestión de la EQ, que se concreta en la figura del PEQ (Figura 7) (Véase Capítulo 3. *Gestión de la Estabilidad Química*). A continuación, se resaltan únicamente las etapas mencionadas, consideradas necesarias en la **evaluación de la EQ** de una fuente potencialmente generadora de DM (Figura 9).

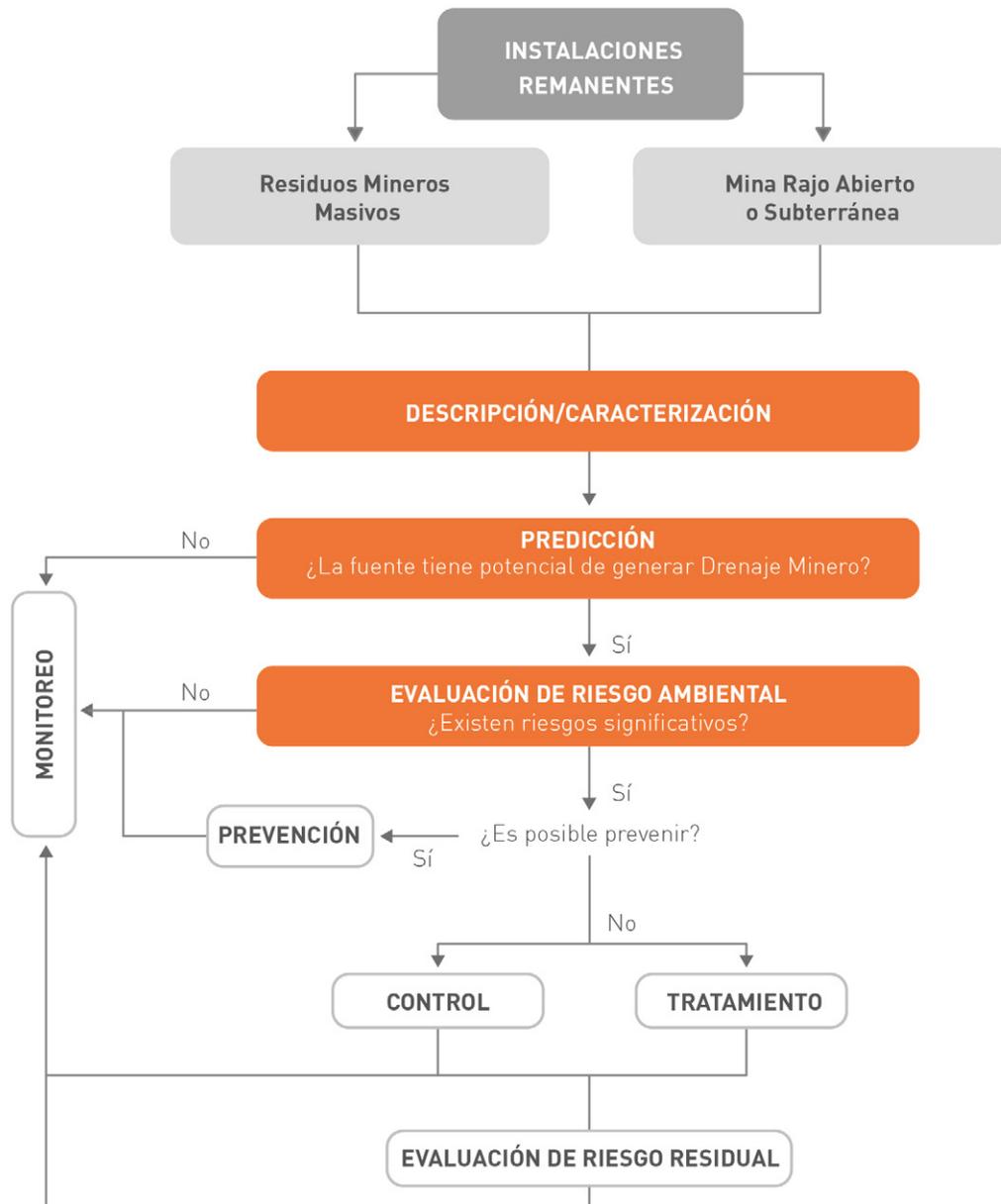


Figura 9. Etapas que evalúan la EQ en el Programa de Estabilidad Química (PEQ).
Fuente: Elaboración Propia.

Cada una de las etapas mencionadas anteriormente involucra a su vez numerosos aspectos que deben ser abordados como parte de la visión amplia que requiere la gestión efectiva de la EQ en las instalaciones consideradas. En la siguiente tabla (Tabla 5), se compilan los principales aspectos a considerar, los cuales se detallan en apartados siguientes.

Tabla 5. Etapas en la evaluación de la EQ, y los principales aspectos relacionados con cada una de ellas.

EVALUACIÓN de la EQ	Etapas de Descripción/Caracterización	Revisión de Antecedentes
		Descripción del Medio Físico (geología, climatología, hidrología e hidrogeología)
		Identificación y Caracterización de las Fuentes Potencialmente Generadoras de DM (botaderos, depósitos de relaves, depósitos de lixiviación, minas a rajo abierto y/o subterránea)
		Definición de Modelos Conceptuales
	Etapas de Predicción	Reconocimiento en Terreno (indicadores in situ, descripción preliminar de muestras de campo)
		Técnicas Instrumentales
		Técnicas de Predicción (de laboratorio y de campo)
		Modelación
	Etapas de Evaluación de Riesgo Ambiental	

Fuente: Elaboración Propia

4.2 Etapa de Descripción / Caracterización

Esta etapa es una de las más relevantes en el desarrollo de un PEQ dado que permite definir y caracterizar los distintos factores involucrados en la generación y transporte del DM, que corresponde a un proceso complejo derivado de la combinación de factores físicos, químicos y biológicos. La descripción y caracterización de los materiales que formarán parte de instalaciones mineras consideradas fuentes potencialmente generadoras de DM, así como del entorno o medio físico donde se ubican estas instalaciones, permitirá recopilar información clave para la predicción, prevención, control y tratamiento del DM en etapas posteriores.

En el caso de proyectos mineros nuevos, el desarrollo de esta etapa está relacionada con la definición de la línea base, que corresponde a la caracterización del entorno previo a la actividad minera y que

posteriormente puede incluso determinar hasta qué punto la actividad minera es responsable de los efectos observados y/o esperados. Dentro de la línea base se considera relevante establecer los niveles de referencia o "background" de la concentración de los distintos elementos y compuestos en el suelo, sedimento y agua, de manera de establecer potenciales concentraciones de riesgo para el medio ambiente y las personas, que ocurren de manera natural producto de las condiciones geológicas del entorno. En el caso de faenas mineras existentes o activas, la definición de la línea base es una tarea compleja, pero que puede ser abordada mediante métodos indirectos, como la caracterización de sitios análogos (en términos de sus características físicas, químicas, geológicas y biológicas) o la modelación geoquímica (Nordstrom, 2015).

En faenas mineras que se encuentran en sus primeras etapas de desarrollo dentro del ciclo de vida de un proyecto minero, se recomienda incluir la etapa de descripción y caracterización de los materiales desde la exploración, incorporando la evaluación preliminar del potencial de generación de DM de estos a partir de la información geológica y de análisis de predicción preliminares, de manera de integrar las medidas de gestión correspondientes tanto al plan minero como a la planificación del manejo de residuos mineros masivos.

Para faenas o instalaciones existentes, la etapa de descripción y caracterización se debe realizar sobre cada material que forma o que formará parte de una instalación que constituya una potencial fuente generadora de DM. A modo de ejemplo, en el caso de depósitos de residuos mineros masivos existentes, la caracterización se podrá hacer mediante el muestreo directo del material en la fuente o mediante la descripción y caracterización de material desde sondajes de exploración o geotécnicos (Véase Capítulo 6. *Monitoreo y Muestreo en la Gestión de la Estabilidad Química*).

A continuación se detalla cada una de las actividades consideradas en la etapa de Descripción/Caracterización, en la evaluación de la EQ (Tabla 5).

4.2.1 Revisión de antecedentes

Como punto de partida, se hace necesaria la recopilación, revisión y análisis de toda la información disponible en referencia al proyecto que pueda ser de interés para la evaluación de la EQ, como estudios de línea base, información de la etapa de exploración, modelo de bloques, modelos geometalúrgicos, modelo geológico del yacimiento, etc. Las instalaciones antiguas, de manera general, presentan un desafío importante en este sentido.

De la misma manera, se debe resaltar la importancia de que los modelos de bloques, puedan incluir más variables, abarcando por ejemplo: parámetros ambientales, contenido de pirita (FeS_2) o contenido de material neutralizante, entre otros, información que es muy útil en la evaluación y predicción de la generación de DM.

4.2.2 Descripción del medio físico

El conocimiento del entorno pasa por una descripción del medio físico, principalmente de la geología, la climatología, y la hidrología e hidrogeología del sector donde se ubica la faena y particularmente, la instalación. La información que se obtiene de esta descripción sirve de respaldo para las etapas de predicción y evaluación de riesgos, así como de las etapas que aseguran la EQ.

A continuación se describen las principales variables a considerar en el levantamiento de información en referencia a la descripción del medio físico, así como las principales herramientas para tal efecto. Cabe destacar que estas variables se han considerado por su influencia directa en el proceso generador de DM, pero de igual modo, algunas de éstas pueden considerarse como vías de exposición del drenaje generado y sus potenciales contaminantes (*Véase Apartado 4.2.4. Definición de Modelos Conceptuales*), como por ejemplo el agua superficial, el agua subterránea, y el sedimento. Posteriormente, esta información queda resumida en la Tabla 6.

a) Geología

El estudio de las características geológicas del sector de estudio (tanto del yacimiento como de los materiales que forman o formarán parte de una fuente potencialmente generadora de DM y del sector donde se ubican las mismas) es uno de los aspectos más relevantes en esta etapa, ya que tanto la capacidad de generación de DM como la calidad del mismo varía en función de las características geológicas de los materiales.

En este punto, es necesario el estudio e interpretación de la geología regional, local y del propio yacimiento, como complemento a la descripción mineralógica a nivel de muestra de la propia instalación (*Véase Apartado 4.3.1. Reconocimiento en terreno, apartado 4.3.2. Técnicas instrumentales y apartado 4.2.3. Identificación y caracterización de las fuentes potencialmente generadoras de drenaje minero*), con el fin de facilitar la interpretación de la naturaleza del material y su relación con la generación de DM. Se debe considerar de manera precisa tanto la **mineralogía** (litología,

alteración y mineralización [LAM]) del sector y de los materiales, y su **geoquímica**, ambas con influencia directa en la calidad del drenaje, como el grado de **meteorización**. De manera específica, se debe considerar la cantidad y mineralogía de los sulfuros presentes, que influyen directamente en la cantidad de ácido que se puede generar en un ambiente determinado, así como la disponibilidad, mineralogía y resistencia de minerales con capacidad de neutralización (carbonatos, silicatos y aluminosilicatos, entre otros), y el tipo y grado de alteración de la roca, así como los productos de ésta, en particular, la formación de minerales secundarios que, en base a su solubilidad, pueden aumentar o disminuir las tasas de migración de los contaminantes (Acuerdo Marco Producción Limpia, 2002).

Otras propiedades como el tipo de suelo, su textura y estructura, etc. pueden estar igualmente involucrados, facilitando o impidiendo la infiltración del drenaje hacia aguas subterráneas, controlando las trayectorias de flujo del drenaje e incluso pudiendo significar un tampón positivo en su interacción con el efluente, por lo que también es necesario considerar tanto la geomorfología como la edafología del entorno. Asimismo, es importante recalcar la importancia del estudio y análisis de los sedimentos tanto a nivel de línea base como en etapas posteriores ya que estos prolongan los tiempos de residencia de los elementos en el sistema. El continuo intercambio entre los sedimentos y el agua durante la sedimentación y resuspensión en el transporte, tiene un importante potencial de impacto en sectores aguas abajo (Yacoub *et al.*, 2014).

b) Climatología

El clima es un factor muy influyente en la generación de DM, repercutiendo directamente en aspectos tales como el grado de meteorización del material, la dispersión del lixiviado, la variación estacional de la química del drenaje o en la concentración de elementos, entre otros. Por ejemplo, la carga de elementos del efluente suele ser mayor en un evento de lluvia tras un prolongado periodo de sequía (INAP, 2012), debido al efecto de evaporación sufrido durante este período.

Los principales factores que se deben considerar en la descripción climatológica en relación al DM son la **precipitación** en cuanto a su tipo (líquida o sólida), cantidad y distribución temporal, y la **temperatura** incluyendo la amplitud térmica diaria. La interpretación de ambos factores permite estimar la cantidad y distribución estacional de las recargas en una cuenca hidrográfica. Además, se pueden considerar otros parámetros como los períodos de precipitación/períodos de sequía, los valores de la evapotranspira-

ción, las condiciones eólicas o la profundidad de congelamiento para completar la información necesaria.

En Chile, la actividad extractiva con capacidad para producir DM se reparte a lo largo de todo su territorio coincidiendo con una amplia variabilidad climática tanto latitudinal como longitudinalmente, que va desde varios tipos de climas desérticos y estepa de altura en la zona norte; estepas y varios tipos de climas templados en la zona central; y climas templados, tundras, clima continental, transandino, estepas y frío polar al sur de país (Guía Práctica Climática, 2008).

Preferentemente los datos deben ser locales, respondiendo así a la especificidad en la ubicación de las faenas, pero también hay que considerar los datos regionales, por ejemplo para estimar la ocurrencia, frecuencia y magnitud de eventos climáticos extremos como inundaciones o sequías (INAP, 2012).

Asimismo, se debe considerar la variación estacional del sector donde se ubica la faena o la instalación minera, ya que puede influir por ejemplo, en la dilución de elementos y compuestos en el drenaje o efluente.

c) Hidrología e Hidrogeología

El estudio de la hidrología e hidrogeología del sector donde se ubica la faena o la instalación minera, permite comprender principalmente la interacción entre el medio y las fuentes potencialmente generadoras de DM, de acuerdo al modelo conceptual establecido para cada una de las instalaciones (identificación de fuente y vía de transporte o medios de exposición) (Véase Apartado 4.2.4 *Definición de Modelos Conceptuales*).

En este contexto, en primer lugar hay que delimitar la **cuenca hidrográfica** donde se emplaza la faena y la instalación (se puede dar el caso que dos instalaciones en la misma faena pertenezcan a cuencas hidrográficas diferentes) con la ayuda de mapas topográficos (IGM 1:50.000), reconocimiento de terreno, sistemas de información geográfica (SIG) o modelos digitales de elevación (MDE o DEM por sus siglas en inglés). Los límites de la cuenca normalmente definen los límites del área de descripción y caracterización del medio.

La **caracterización hidrológica** permite identificar todos los recursos hídricos (lagos, ríos, esteros, humedales, glaciares, etc.) y los puntos de descarga (lagos, océano, salares, lagunas, etc.), además de evaluar el caudal, la calidad del agua, la dirección de flujo y las fluctuaciones estacionales, las que determinarán, entre otras cosas, la frecuencia de monitoreo de estos parámetros. Cabe destacar la importancia de evaluar tanto el caudal del flujo de agua como la concentración de elementos, de manera de establecer la **carga geoquímica** asociada. Esto permitirá evaluar el aporte del flujo a la transferencia de metales y constituye un dato relevante a la hora de establecer medidas de gestión (Jiao *et al.*, 2014).

Por otro lado, la **caracterización hidrogeológica** permite detectar la presencia de agua subterránea, unidades hidrogeológicas, tipos de acuíferos presentes, velocidad y dirección de flujo, y calidad del agua. Además, se deben establecer las áreas de recarga y descarga, la profundidad del nivel freático y la posible conexión con aguas superficiales.

Los datos hidrológicos e hidrogeológicos se utilizan conjuntamente con los datos climáticos en el cálculo del balance hídrico o hidrometeorológico de la cuenca, permitiendo dimensionar la cantidad de agua disponible para transportar sustancias, diluir concentraciones e incluso planificar el uso del agua en la faena.

Se recomienda el estudio de estas características desde etapas tempranas del ciclo de vida del proyecto minero, a nivel de línea base. En este mismo contexto, se recomienda la evaluación de la cantidad y calidad de los flujos superficiales y subterráneos aguas arriba y aguas abajo de la ubicación de la fuente potencialmente generadora de DM. En relación a los parámetros para evaluar la calidad de los recursos hídricos, se recomienda la evaluación de parámetros fisicoquímicos (pH, Eh, temperatura, conductividad) y la composición química (concentración de sulfatos, aniones, concentración de metales y metaloides, entre otros).

La tabla a continuación (Tabla 6) resume las principales variables a considerar en la descripción del medio físico, así como las herramientas y metodologías recomendadas para su análisis.

Tabla 6. Principales aspectos a considerar en la etapa de descripción del medio físico en la evaluación de la EQ.

		PRINCIPALES VARIABLES	PRINCIPALES HERRAMIENTAS
Descripción del Medio Físico	Geología	<ul style="list-style-type: none"> • Estudio e interpretación de la geología regional y local. • Muestreo y análisis de muestras geológicas, suelo, sedimento. 	<ul style="list-style-type: none"> • Mapas topográficos, geológicos. • Reconocimiento del terreno, análisis mineralógicos, fisicoquímicos y químicos. • Sistemas de información geográfica (SIG). • Modelos digitales de elevación (MDE).
	Clima	<ul style="list-style-type: none"> • Tipo, cantidad y distribución temporal de la precipitación. • Registro de temperaturas diarias y amplitud térmica. • Estimación de la cantidad y distribución estacional de las recargas en la cuenca hidrográfica. • Otros: Estimación de los períodos de sequía, evapotranspiración, condiciones eólicas, profundidad de congelamiento. 	<ul style="list-style-type: none"> • Estaciones meteorológicas in situ y adyacentes al proyecto. • Gestión de la información meteorológica.
	Hidrología / Hidrogeología	<ul style="list-style-type: none"> • Delimitación de la cuenca hidrográfica. • Identificación de las áreas de recarga/descarga. • Caracterización hidrológica. • Caracterización hidrogeológica. • Caracterización hidro(geo)química. 	<ul style="list-style-type: none"> • Mapas topográficos, reconocimiento del terreno, interpretación geológica, sistemas de información geográfica (SIG) o modelos digitales de elevación (MDE). • Perforaciones, métodos geofísicos e interpretación de la información geológica para detectar la presencia de la masa de agua y su tipología (acuífero, acuitardo, etc.). • Medición de los niveles del agua (niveles piezométricos) subterránea para determinar la dirección de flujo. • Ensayos de laboratorio o estimaciones con valores tabulados (Freeze and Cherry, 1979) para determinar la porosidad y otros parámetros hidráulicos de interés. • Muestreo y análisis de laboratorio para determinar la calidad química del agua.

Fuente: Elaboración Propia

4.2.3 Identificación y caracterización de las fuentes potencialmente generadoras de drenaje minero

Como se ha mencionado anteriormente, las instalaciones mineras consideradas en esta Guía como fuentes potencialmente generadoras de DM son:

- Botaderos: baja ley, desmontes, escorias, estériles, lastre, marinas.
- Depósitos de relaves: embalse de relaves, tranque de relaves, relaves filtrados, relaves en pasta y relaves espesados.
- Depósitos de lixiviación: rипios de lixiviación, pilas permanentes, pilas dinámicas y pilas ROM.
- Mina: a rajo abierto y subterránea.

Luego de la identificación de todas las fuentes potencialmente generadoras de DM existentes en la faena minera, éstas deben ser descritas y caracterizadas

individualmente, desde las etapas más tempranas de su ciclo de vida, idealmente desde su planificación. Por otro lado, en el caso en que así suceda, se debe considerar la posible interacción entre distintas fuentes adyacentes (efectos sinérgicos).

De manera general, la caracterización de las fuentes potencialmente generadoras de DM debe considerar:

- I. Dimensiones de la fuente potencialmente generadora de DM (volumen, área, perímetro, altura, ancho, largo, etc.).
- II. Identificación de todas las fases minerales con capacidad de reacción que, en su interacción con las condiciones ambientales, pudieran desencadenar un proceso de generación de DM o neutralización del mismo.
- III. Estimación de la abundancia, localización, especiación, disponibilidad y movilidad de los metales,

metaloides y otros elementos o compuestos considerados de importancia en la caracterización.

IV. Identificación del estado de los procesos de oxidación (reacción), meteorización, alteración y presencia de minerales secundarios.

V. Historia de la secuencia de disposición del material en botaderos, depósitos de relaves y depósitos de lixiviación.

VI. Definición de unidades discretas desde un punto de vista geológico y geoquímico.¹⁰

Las características físicas y geoquímicas propias de cada una de las fuentes potencialmente generadoras, hacen necesaria una caracterización específica para cada una de ellas e independiente para cada proyecto, considerándolas como unidades únicas. En este sentido hay que destacar la importancia del muestreo en la caracterización (*Véase Capítulo 6. Monitoreo y Muestreo en la Gestión de la Estabilidad Química*).

La caracterización, como se ha visto, permite la definición de unidades discretas. Estas unidades pueden ser definidas como un material o un conjunto de materiales geológicos que cumplen con las siguientes características:

- Poseen características mineralógicas similares (litología, alteración, mineralización).
- Comportamiento geoquímico similar.
- Comportamiento similar en presencia de agua.
- Puede o no coincidir con las unidades geológicas.

Esta clasificación permite identificar las unidades críticas, de tal forma que la gestión de la EQ sea eficaz. Asimismo, se debe hacer un seguimiento tanto de la caracterización como de la clasificación en unidades discretas a lo largo de toda la vida del proyecto, validando y/o completando la información de las fuentes existentes e incluyendo aquellas que sean nuevas.

A continuación, se presenta una serie de consideraciones para la descripción y caracterización de las fuentes potencialmente generadoras de DM, y en la Tabla 7 se compila la información necesaria para su caracterización.

a. Botaderos: baja ley, desmontes, escorias, estériles, marinas

Los botaderos, en general, se consideran una de las principales fuentes potencialmente generadoras de DM tanto por sus características como por los grandes volúmenes que alcanzan en algunos proyectos.

En general, su estructura interna responde a un sistema muy heterogéneo desde el punto de vista granulométrico, de tal manera que se ve favorecida la circulación de agua y oxígeno atmosférico en su interior. Si se considera que los materiales con capacidad de reacción varían tanto en la localización como en su concentración en el interior del botadero, el proceso de generación de DM se puede iniciar en cualquier punto e incluso generar una gran variabilidad de pH en un pequeño espacio. La calidad o química del efluente generado a partir del contacto del botadero con los factores ambientales, no tiene porqué ser igual en toda la fuente y va a depender del material disponible, la mineralogía (que generalmente es muy heterogénea), la cantidad y distribución de los minerales sulfurados, de las tasas de meteorización, del clima y de la propia hidrología del botadero. Por ende, la caracterización en este tipo de depósitos se debe completar tanto en la horizontal como en la vertical.

Es importante considerar que un botadero actúa como una unidad hidrogeológica en sentido estricto, debido a que el agua fluye preferencialmente a través de canales y ductos aleatoriamente ubicados en su interior. Dentro de esta unidad se puede llegar a identificar una zona saturada en profundidad, una zona no saturada, próxima a la superficie, donde se producen procesos de infiltración, oxidación y generación de DM (Lottermoser, 2007), y una zona de transición entre ambas donde se dan procesos de neutralización, precipitación de minerales secundarios, acumulación de metales y formación de *hardpan* (Dold, 2003). Asimismo, si la instalación no está bien aislada, se puede llegar a conectar con otros cuerpos de agua pudiendo afectar su calidad (Lottermoser, 2007).

Los botaderos de material estéril (lastre) y los de baja ley, eventualmente pueden ser lixiviados (Dump leaching) en función de la eficiencia de su recuperación, lo que añadiría una complejidad en el estudio del comportamiento del material depositado en este tipo de fuente.

10. También conocidas como Unidades Geoambientales.

Por otro lado, generalmente los botaderos de escorias¹¹ presentan una composición y estructura vidriosa que, salvo excepciones muy especiales, hace que los metales en este tipo de fuentes sean difícilmente movilizados.

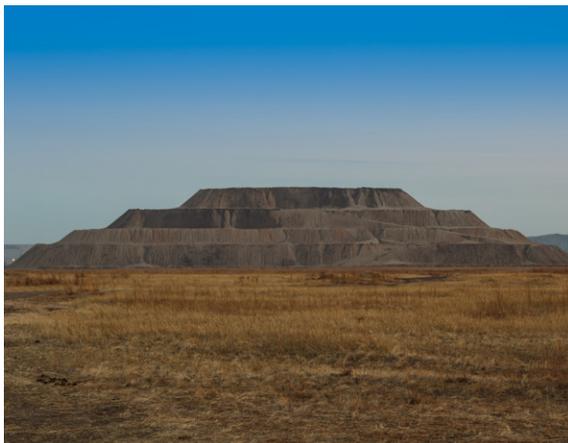


Figura 10. Ejemplo de botaderos de escoria.
Fuente: Fundación Chile.

b. Depósitos de relaves: embalse de relaves, tranque de relaves, relaves filtrados, relaves en pasta y relaves espesados (DS 248/06)

Según el DS 248/06¹² se entiende que un depósito de relaves es “toda obra estructurada en forma segura para contener los relaves provenientes de una Planta de concentración húmeda de especies minerales”, “cuya función principal es la de servir como depósito, generalmente definitivo, de los materiales sólidos provenientes del relave transportados desde la Planta, permitiendo así la recuperación, en gran medida, del agua que transporta dichos sólidos”. Asimismo, el citado decreto clasifica estos depósitos en embalse de relaves, tranque de relaves, relaves filtrados, relaves en pasta y relaves espesados (*Véase Glosario*).

En general, la posibilidad de generación de DM en este tipo de instalación está controlada por la mineralogía, la granulometría del material dispuesto (cuyo tamaño de partícula depende del proceso productivo), y por la disponibilidad de oxígeno, creando un sistema homogéneo (en comparación con los botaderos) con capacidad de reacción. La distribución de las partículas está

controlada por procesos sedimentológicos que hacen que las granulometrías más gruesas se depositen en la zona próxima al punto de descarga del relave y las más finas conforme se alejan de ese punto. Tal es el caso de los sulfuros, los cuales por diferencia de densidad respecto de los silicatos, se depositan con el material más grueso (Dold, 2003). Esta segregación granulométrica influye en la permeabilidad del sistema, siendo mayor donde se acumulan los materiales de mayor tamaño, aunque en términos generales siempre será menor que la de los botaderos (INAP, 2012).

Asimismo, hay que considerar que existen otros procesos que también contribuyen a la generación de DM, como el resquebrajamiento de la superficie de los relaves por efectos del calor, favoreciendo una oxidación profunda, o la oxidación de arenas en el muro del tranque de relaves.



Figura 11. Ejemplo de depósitos de relaves.
Fuente: Fundación Chile.

c. Depósitos de Lixiviación: rípios de lixiviación, pilas permanentes, pilas dinámicas y pilas ROM

Los diferentes depósitos asociados a procesos de lixiviación, bien sean rípios o pilas, debido a su estructura, se consideran fuentes con capacidad para generar DM. Así, son sistemas granulométricamente más homogéneos que los botaderos, y se consideran altamente permeables, ya que el material ha sido previamente sometido a procesos de chancado, selección y aglomeración.

11. En Chile, por cada tonelada de cobre producido se generan alrededor de 2,2 toneladas de escoria, y a nivel nacional se producen aproximadamente 4,5 millones de toneladas por año, existiendo una acumulación de decenas de millones de toneladas que supone un volumen histórico de aproximadamente 50 millones de toneladas (Universidad de Concepción, 2003).

12. Decreto Supremo 248, Aprueba Reglamento para la Aprobación de Proyectos de Diseño, Construcción, Operación y Cierre de los Depósitos de Relaves.

El propio proceso de lixiviación hace que estas instalaciones, además de contener material con capacidad de reacción, estén impregnadas en soluciones ácidas y acumulen altas concentraciones de metales disueltos. Asimismo, durante el proceso de lixiviación se inhibe la acción de los materiales neutralizadores y se controla la cantidad de humedad contenida que, por regla general, cesa con el fin del proceso hidrometalúrgico.

Con estas condiciones es importante el manejo y la gestión de los rios tras el cese de la lixiviación de la pila, controlando la interacción entre la fuente y las condiciones ambientales. Generalmente el cese de la operación de una pila de lixiviación está marcado por el agotamiento de los materiales desde el punto de vista de la rentabilidad económica, sin embargo, esto no necesariamente significa un agotamiento desde el punto de vista ambiental, por lo que la caracterización de los depósitos de rios de lixiviación debe considerar los parámetros fisicoquímicos (pH, tempera-



Figura 12. Ejemplo de depósitos de lixiviación.
Fuente: Fundación Chile.

tura, conductividad, Eh) de los efluentes generados y la concentración residual de metales, metaloides, entre otros.

d. Mina: a rajo abierto y subterránea

Mina rajo abierto

La formación del DM en las minas a rajo abierto depende de la composición mineralógica, de la geoquímica y de la reactividad del material que queda expuesto en los bancos de explotación, de las condiciones climáticas (precipitación y temperatura), de la velocidad y calidad de las aguas subterráneas, de los flujos de aguas superficiales y del tiempo de contacto. Además,

las fracturas resultantes producto de las tronaduras, pueden llegar a modificar el patrón hidráulico de la unidad, favoreciendo la generación de DM.

El DM se puede producir en dos etapas, durante la etapa de explotación del rajo y/o al finalizar dicha etapa. En el primer caso, los minerales expuestos en las fracturas producidas y en las paredes del rajo, se oxidan producto del contacto con el oxígeno atmosférico, y posteriormente son lavados por el agua subterránea (que aflora por las paredes) o bien por la escorrentía superficial. Además, durante la época de sequía o en climas áridos, como es el caso del norte de Chile, los procesos de evaporación pueden ser intensos, favoreciendo la disposición de minerales secundarios para el lavado. El tiempo de exposición de estos materiales suele ser muy amplio, se puede considerar como constante durante toda la etapa, a menos que haya un proceso de relleno coordinado con la excavación que pueda reducir al mínimo la exposición. Hay que tener en cuenta que los minerales también quedan expuestos, pudiendo neutralizar el proceso.

Por otra parte, al finalizar las actividades de explotación, las depresiones creadas por la extracción del mineral se pueden convertir, en función de las condiciones específicas del lugar, en lagos (Pit Lakes), alimentados principalmente por el agua subterránea que hace subir los niveles hasta recuperar su nivel freático. La velocidad de este proceso es variable para cada proyecto, por ejemplo, en zonas áridas donde las tasas de descarga de agua subterránea son bajas, la formación del lago puede tardar décadas o siglos (INAP, 2012). El contacto del agua con el material que queda expuesto en el rajo puede provocar el deterioro de su calidad, alcanzando niveles



Figura 13. Ejemplo de mina rajo abierto
Fuente: Fundación Chile.

de pH muy bajos, además de contener concentraciones muy elevadas de metales. Este es un problema ambiental a largo plazo, sobre todo teniendo en cuenta el volumen de agua que suponen. Si bien, en estas zonas, los procesos de evaporación pueden llegar a ser muy altos debido a la gran superficie de agua que queda expuesta, esto sólo consigue aumentar más aún la concentración de sólidos disueltos. Debido a todo esto, los lagos pueden funcionar como fuentes de DM en el largo plazo, por lo que es muy importante predecir el proceso para evaluar las posibles medidas de control (INAP, 2012).

En general, la información necesaria para la caracterización de las minas a rajo abierto corresponde a: geología regional, geología del frente (litología, alteración, mineralización (LAM)), mapeo de zonas mineralizadas y zonas estériles, modelo estructural, modelo hidrogeológico e información sobre la permeabilidad e impermeabilización del sistema.

Minas subterráneas

Las características del drenaje que puede formarse en una mina subterránea dependen del método de explotación (hundimiento de bloques o niveles, corte y relleno, cámaras y pilares, etc.) y de la naturaleza del material del yacimiento que queda expuesto en la labor. Las vías de acceso, rampas o pozos, sistemas de ventilación, galerías de producción y transporte, las situaciones de colapso y hundimiento, y los rellenos que se utilizan durante el desarrollo de la operación hacen que exista un área muy extensa de roca fracturada creando un sistema muy poroso y permeable. Así, las áreas mineralizadas (mineralización primaria, secundaria y oxidada, material con capacidad de neutralización, etc.) quedan expuestas a la interacción con el oxígeno y agua, pudiendo desencadenar un proceso de lixiviación de metales y/o generación de DM.

En estas instalaciones es frecuente deprimir el nivel de agua subterránea, pero una vez que la actividad cesa se produce un "efecto de rebote", por el cual el nivel piezométrico se va recuperando y el agua irá paulati-

namente inundando los huecos de las labores mineras. Si este nivel supera la boca de la faena se puede llegar a producir una surgencia hídrica superficial (manantial), situación especialmente común en faenas abandonadas. Las labores mineras forman caminos preferenciales para el agua subterránea debido a su alta permeabilidad y porosidad, poniendo en contacto el agua subterránea con los materiales expuestos.

En general, la información necesaria para la caracterización de las minas subterráneas, al igual que en minas a rajo abierto, corresponde a: geología regional, geología del frente (litología, alteración, mineralización (LAM)), mapeo de zonas mineralizadas y zonas estériles, modelo estructural, modelo hidrogeológico e información sobre la permeabilidad e impermeabilización del sistema.



Figura 14. Ejemplo de Minas subterráneas
Fuente: Fundación Chile.

Los aspectos mencionados anteriormente, en relación a la identificación y caracterización de las fuentes potencialmente generadoras de DM, se resumen en la siguiente tabla [Tabla 7], de manera general y de manera específica para cada una de las instalaciones consideradas.

Tabla 7. Principales aspectos a considerar en la descripción de las fuentes potencialmente generadoras de DM en la etapa de descripción en la evaluación de la EQ.

		Aspectos Generales	Aspectos Específicos
		Descripción de Las Fuentes Potencialmente Generadoras de Drenaje Minero	Aspectos comunes a todas las Fuentes Potencialmente Generadoras de DM
Botaderos	<ul style="list-style-type: none"> • Descripción detallada en base a: <ul style="list-style-type: none"> • Historia de su construcción (método de disposición del material, edad del botadero, etc.) • Información del plan minero • Secuencia de llenado • Tonelaje y volúmenes (dimensiones) • Granulometría/distribución del material • Geología: litología, alteración, mineralogía (LAM) • Información del modelo de bloques y del modelo de leyes 		
Depósitos de relaves	<ul style="list-style-type: none"> • Descripción detallada en base a: <ul style="list-style-type: none"> • Tipo de depósito (embalse, tranque, espesado, filtrado, etc.) • Tipo de yacimiento (cobre, oro, hierro, etc.) • Etapa en la que se encuentra el proyecto • Análisis de la información histórica del depósito y su variabilidad en el tiempo • Secuencia de llenado del depósito • Balance metalúrgico • Geología: mineralogía del material que se procesa • Balance hidrológico considerando el clima y manejo de agua (circulación, recirculación, lugar de entrada y salida, etc.) • Estudios de geofísica para una caracterización completa incluyendo la base del depósito 		
Depósitos de lixiviación	<ul style="list-style-type: none"> • Descripción detallada en base a: <ul style="list-style-type: none"> • Diseño de la pila o ripio • Secuencia de depósito del material • Geología y mineralogía • Tonelaje y volumen • Información hidrogeológica del sistema • Modelo hidrogeoquímico • Información metalúrgica • Leyes de recuperación y estimación de leyes remanentes • Caracterización de las soluciones de recirculación • Información de los lavados del depósito, incluyendo si se ha realizado o se estima un lavado final del mismo 		
Mina a rajo abierto y subterránea	<ul style="list-style-type: none"> • Descripción detallada en base a: <ul style="list-style-type: none"> • Geología regional • Geología del frente: litología, alteración, mineralización (LAM) • Mapeo del frente: zonas mineralizadas y zonas estériles • Modelo estructural • Modelo hidrogeológico • Información sobre la permeabilidad e impermeabilización del sistema 		

Fuente: Elaboración Propia

4.2.4 Definición de modelos conceptuales

Una vez descrito el medio físico e identificadas las fuentes potencialmente generadoras de DM, se recomienda definir un modelo conceptual para cada una de las fuentes identificadas, de manera de mapear e identificar todos los factores y variables involucrados tanto en la generación como en el transporte del DM hacia los potenciales receptores.

Un modelo conceptual corresponde a un relato escrito y/o representación gráfica del sistema ambiental y de los procesos físicos, químicos y biológicos que determinan el transporte de contaminantes desde la fuente, a través de los medios que componen el sistema, hasta los potenciales receptores que forman parte de él¹³. Este modelo permite, por tanto, visualizar de manera general la relación entre las potenciales fuentes generadoras de DM, la ruta de exposición y los receptores. Este modelo permitirá entonces, entender el problema, identificar brechas de información y definir claramente dónde dirigir los próximos pasos.

Un modelo conceptual puede ser definido en cualquier etapa del ciclo de vida de una faena minera. Sin embargo, su desarrollo debiera comenzar desde etapas tempranas del proyecto minero o de la instalación minera en particular, y ser continuamente validado, revisado y actualizado, según sea necesario (INAP, 2012). La información levantada en el modelo servirá de base para otras etapas del PEQ, como la modelación en la etapa de predicción, la evaluación de riesgo ambiental y el monitoreo.

Dentro de un modelo conceptual, se deben identificar claramente las fuentes de la potencial contaminación (en este caso, las fuentes potencialmente generadoras de DM), la ruta de exposición, compuesta tanto por los mecanismos de transporte (como la infiltración, escurrimiento, etc.) como por los medios de exposición (agua superficial, agua subterránea, suelo y sedimento), y los potenciales receptores [humanos y ecológicos] (Véase *Apartado 4.4. Etapa de Evaluación de Riesgo Ambiental*).

4.3 Etapa de Predicción

Los objetivos de la etapa de predicción son, por un lado, determinar si se va a producir DM, el tipo y su magnitud, y por otro, conocer el comportamiento

esperado de la fuente potencialmente generadora o de los materiales que la componen, no sólo durante el desarrollo de la actividad sino también en el futuro, más allá del cese de las operaciones mineras, empleando información actual para predecir lo que ocurrirá en el futuro, no sólo en un año o dos, sino que incluso en cientos de años (Acuerdo Marco Producción Limpia, 2002).

La información recopilada en esta etapa servirá de base para las etapas posteriores de gestión de la EQ, permitiendo incluso determinar el tiempo requerido para prevenir los posibles impactos ambientales que pueden ser generados (MEND, 2009).

En términos generales, la predicción del DM se logra a partir de:

- La determinación de la química del DM en tiempo real (actualidad).
- La predicción del tipo de drenaje que se podría generar en el futuro.
- La determinación de las propiedades de los materiales en relación a su capacidad de generación de ácido¹⁴, su capacidad de neutralización o su condición de material no generador de ácido¹⁵, así como sus características químicas, físicas, texturales, etc., y la determinación de los procesos a los cuales pueden verse sometidos, para así determinar la influencia de estos factores sobre la química del DM.
- La determinación del tiempo que tardarían en generarse los cambios significativos en la química del drenaje.

La etapa de descripción/caracterización y la de predicción están íntimamente relacionadas, de manera que en primera instancia la selección de las técnicas de predicción más apropiadas va a depender del estudio en detalle de toda la información que se haya generado en la etapa de descripción. Esta relación se observa en la Figura 15. Al igual que en la etapa anterior, durante la etapa de predicción es necesario hacer un seguimiento para verificar el cumplimiento de los objetivos establecidos e incorporar las modificaciones a la planificación inicial, así como velar por la correcta implementación de las diferentes técnicas de predicción (monitoreo).

Asimismo, se debe considerar que la predicción del potencial de generación de DM en las fuentes es una tarea permanente a lo largo del ciclo de vida útil de

13. Ministerio de Medio Ambiente y Fundación Chile (2012).

14. Conocido por sus siglas en inglés como PAF – Potential Acid Forming.

15. Conocido por sus siglas en inglés como NAF – Non Acid Forming.

estas instalaciones, por lo que se recomienda diseñar e implementar un **programa de predicción**, que permita recolectar, validar y complementar la información en el tiempo, disminuyendo la incertidumbre asociada a la toma de decisiones realizada en etapas posteriores de gestión (prevención, control y tratamiento) del DM.

Por otra parte, cabe destacar que esta etapa puede ser implementada desde etapas tempranas de un proyecto minero. Por ejemplo, en la etapa de exploración es posible establecer criterios de predicción preliminares, en base a las características geológicas del yacimiento, lo que requiere un esfuerzo en la descripción y caracterización del material estéril de la misma forma en que se aborda el material que compone la mena.

Hay que considerar que la comparación entre diferentes faenas y fuentes puede ser una herramienta interesante para evaluar el comportamiento esperado de los materiales, a grandes rasgos, aunque nunca será una herramienta definitiva, dado que se parte del supuesto de que hay factores comunes que

pueden ser asumidos como iguales, sin embargo, las características específicas de cada proyecto limita su uso. La correcta caracterización debe reunir siempre diversas técnicas de análisis de campo y laboratorio, y completarse con la modelación matemática o geoquímica del proceso (Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, 1997; INAP, 2012).

Así, los métodos para la predicción se pueden dividir en cuatro grandes grupos: *reconocimiento en terreno* para la caracterización del material; *técnicas instrumentales* para la determinación de fases y análisis de calidad del efluente; *técnicas de predicción* en campo y laboratorio para determinar si se produce DM y de qué tipo y; la *modelación* de los procesos para predecir comportamientos futuros.

4.3.1 Reconocimiento en terreno

El reconocimiento en terreno es un método de inspección **preliminar** que idealmente se debe realizar en la etapa inicial de la predicción. No requiere de equipos analíticos complejos, pero sí de profesionales calificados que tengan conocimiento de las condi-

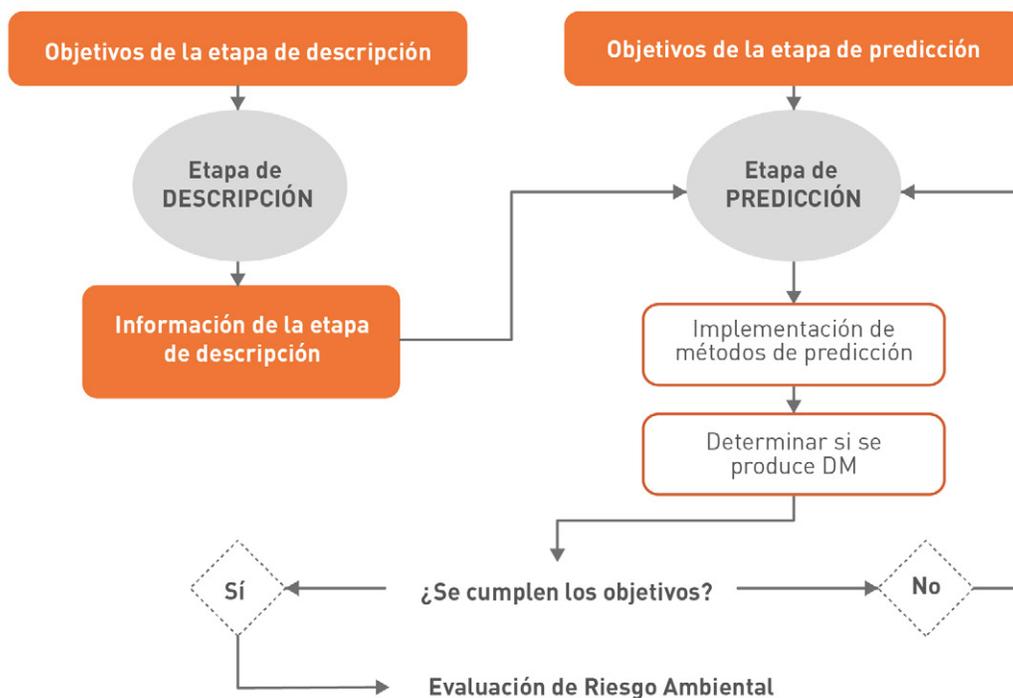


Figura 15. Estrategia de descripción y predicción de DM.
Fuente: Modificado de MEND, 2008.

ciones y características del entorno donde se ubica la fuente potencialmente generadora de DM en la faena. Estas visitas a terreno comprenden la observación de *indicadores in situ* y la *descripción preliminar* de muestras de campo.

Los **indicadores in situ** requieren de la observación y descripción exhaustiva del entorno buscando “alarmas” visuales. Esta información se puede obtener de:

I. Comparación y observación del material en la zona de la faena y sus alrededores, de fuentes históricas (instalaciones existentes) que pueden ser análogas a la instalación en estudio o de fuentes recientemente instaladas (instaladas en faenas en operación).

II. Observación del paisaje: presencia o ausencia de vegetación; variaciones en la cubierta de nieve; presencia de algas en el agua; presencia de sales eflorescentes como resultado de la evaporación a lo largo del curso de agua o precipitados de color amarillo, rojizo o café típicos de las zonas afectadas por DMA; color y turbidez en los efluentes debido a la abundancia de partículas en suspensión, por ejemplo producto de la presencia de hidróxidos de hierro (Lottermoser, 2007), entre otros.

III. Observación de los ecosistemas acuáticos (Lottermoser, 2007): perturbaciones o ausencia de flora y fauna acuática y/o ripariana.

IV. Interpretación de colores que evidencian distintos tipos y grados de alteración, lo que permite hacer una estimación de la etapa en que se encuentra el sistema (Dold, 2003). Por ejemplo, el color amarillo o blanco debido a la precipitación de jarosita ($KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$) evidencia una fuerte oxidación ácida; los colores verdes y azulados de los sulfuros y carbonatos son producto de la meteorización de los minerales de cobre en condiciones ácidas y alcalinas; o la variedad de colores anaranjados y cafés de la limonita (mezcla de goetita ($FeO(OH)$), lepidocrocita ($FeO(OH)$) y jarosita ($KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$)) que evidencian también el proceso de meteorización de los sulfuros de hierro y silicatos (Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, 1997).

Por último, es importante realizar una precisa **descripción preliminar de las muestras de campo** (muestra de mano), indicando la mineralogía (litología, alteración y mineralización (LAM), tamaño de partícula o grano, área superficial, estructura interna (estratificación-laminación), textura, color, dureza, presencia de diaclasas, fisuras y fallas, alteración y

evidencias de movimientos de solutos y precipitados, etc., que en conjunto a la información generada en la etapa de descripción (*Véase Apartado 4.2.2. Descripción del medio físico*) contribuya a la caracterización detallada del material que forma o formará parte de una instalación considerada fuente potencialmente generadora de DM.

A continuación, en la Tabla 8, se enumeran los equipos que se usan más frecuentemente en la descripción de las muestras y determinación de fases minerales para el reconocimiento en terreno. La descripción de estos equipos se adjunta en las Fichas del Anexo 1 de la Guía.

Tabla 8. Equipos para la descripción de las muestras de campo.

MÉTODOS DE CAMPO		
Reconocimiento en terreno		
Identificación petrográfica y mineralógica	Lupa y rayador	Ficha 1
	Reacción con HCl	Ficha 2
Análisis elemental	Fluorescencia de Rayos X Portátil	Ficha 3

Fuente: Elaboración Propia

4.3.2 Técnicas instrumentales

Las técnicas instrumentales son utilizadas en la etapa de predicción con el objetivo de determinar las fases minerales y los metales y metaloides presentes tanto en el propio material que forma o formará parte de una fuente potencialmente generadora como en el efluente generado, determinando de este modo su calidad (características fisicoquímicas). Para la utilización de la mayoría de estas técnicas es necesario contar con equipos analíticos complejos y específicos.

La interpretación de los resultados que entregan estos análisis son determinantes para la caracterización detallada de los materiales que componen las fuentes potencialmente generadoras de DM y del efluente generado a partir de su interacción con los factores ambientales. Asimismo, la información que permite recopilar cada método o técnica se debe tener en cuenta a la hora de diseñar un programa de predicción, de acuerdo a los objetivos planteados.

A continuación, se presentan las técnicas instrumentales más comunes, y en el Anexo 1 de la Guía se adjunta una breve descripción de ellas.

Tabla 9. Listado de equipos de determinación de fase minerales y técnicas de análisis para la predicción de DM.

MÉTODOS DE LABORATORIO			
Identificación y análisis químicos			
Identificación petrográfica y mineralógica	Lupa binocular	Ficha 4	
	Microscopio petrográfico	Ficha 5	
Técnicas instrumentales	Análisis elemental	Fluorescencia de Rayos X	Ficha 6
		ICP-MS	Ficha 7
		ICP-OES	Ficha 8
		Espectrómetro de Absorción Atómica (AAS)	Ficha 9
		Difracción de Rayos X	Ficha 10
	Análisis mineralógico	Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)	Ficha 11
		Microscopía Electrónica de Trasmisión (TEM)	Ficha 12
		QEMSCAN®	Ficha 13
		Espectroscopía Mössbauer	Ficha 14
		Análisis de sulfuros	Volatilización
Extracción química	Ficha 16		

Fuente: Elaboración Propia

4.3.3 Técnicas de predicción de laboratorio y de campo

A nivel mundial, existe una gran variedad de técnicas de predicción que se aplican para la caracterización geoquímica y predicción de la generación de DM, y a pesar de que en general no existe una exigencia normativa específica, muchas de estas técnicas corresponden a test estandarizados y ampliamente aceptados tanto por la industria como por los organismos reguladores.

En general estas técnicas se clasifican como: (I) **cuantitativas**, cuando se determina la probabilidad y el grado de que se produzca DM, mediante el balance entre los componentes generadores de ácido y los consumidores o neutralizadores, sin arrojar resultados concretos de la tasa de producción y, (II) **cuantitativas** cuando entregan un valor preciso al respecto. Ambos tipos se usan conjuntamente, pero presentan diferentes tiempos de ejecución y costos. Mientras que las técnicas cualitativas se realizan en períodos de tiempo corto y tienen costos menores, las cuantitativas requieren de un mayor tiempo de ejecución alcanzando costos más elevados.

Las técnicas cualitativas incluyen los *test estáticos* de laboratorio, mientras que como técnicas cuantitativas se encuentran los *test cinéticos* de campo y de laboratorio. Como se ha visto, a pesar de que ambos tipos se pueden interpretar por separado, se consideran como técnicas complementarias, de tal manera que los test cinéticos se utilizan cuando los resultados obtenidos a partir de los test estáticos son inciertos o indican un claro potencial de generación de DM, de manera de validar e interpretar estos resultados, prediciendo tasas de meteorización en el largo plazo así como la movilidad de contaminantes.

La elección del test o el conjunto de test que serán parte del programa de predicción de una faena o instalación minera, dependerá de diversos factores como el objetivo del programa de predicción (caracterización inicial, detallada, simulación de procesos en condiciones reales, recopilación de datos para una futura modelación, resolver temas de escalamiento de resultados, entre otros) así como de la información previa en relación a la predicción del comportamiento de los distintos materiales, la representatividad de los resultados, los materiales disponibles, el tiempo de ejecución de los test y criterios económicos, entre otros. Dada la diversidad de factores, se recomienda que la elección de los test sea realizada por profesionales expertos, en base a criterios técnicos por sobre los económicos. Así también, se debe tener en consideración, a la hora de planificar un programa de predicción, que generalmente este tipo de estudios requiere de la ejecución de tests de largo plazo.

A continuación, se presenta un compilado de los test de laboratorio y de campo con mayor aplicación a nivel internacional en la predicción del DM (Tablas 10 y 11). Cada uno de ellos está brevemente definido en las Fichas que se adjuntan en el Anexo 1, donde se incluyen referencias de consulta para el usuario de esta Guía y un breve comentario acerca de la interpretación de los resultados de cada uno de los test presentados.

• Métodos de laboratorio

Estos métodos se dividen en **test estáticos cualitativos** y **test cinéticos cuantitativos**. Los primeros establecen un balance entre los componentes generadores y neutralizadores de DM, mientras que los segundos entregan resultados cuantitativos.

Tabla 10. Listado de test estáticos y cinéticos de laboratorio para la predicción de DM.

MÉTODOS DE LABORATORIO		
Predicción de drenaje minero		
Test estáticos de laboratorio (cualitativos)	pH en Pasta y Conductividad	Ficha 17
	Test ABA Modificado	Ficha 18
	Determinación del potencial de Neutralización por Carbonato [CO ₃ -NP]	Ficha 19
	Test NAG	Ficha 20
	Test NAG Secuencial y Cinético	Ficha 21
	B.C. Research Initial Test	Ficha 22
	Test SPLP y TCLP	Ficha 23
	Extracciones Secuenciales	Ficha 24
	Test ABCC	Ficha 25
	Test NAP	Ficha 26
Test (APP/S Ratio)	Ficha 27	
Test cinéticos de laboratorio (cuantitativos)	Celdas de Humedad	Ficha 28
	Test en Columnas	Ficha 29
	B.C. Research Confirmation Test	Ficha 30
	Soxhlet Extraction	Ficha 31

Fuente: Elaboración Propia

• Métodos de campo

Estos métodos corresponden a **test cinéticos** que se desarrollan in situ para determinar la meteorización de los materiales en condiciones reales desde pequeña escala hasta gran escala, por ejemplo, simulando las condiciones de un botadero real.

Tabla 11. Listado de test de cinéticos de campo para la predicción de DM.

MÉTODOS DE CAMPO		
Predicción de drenaje minero		
Test cinéticos de terreno (cuantitativos)	Test de barriles (pequeña escala)	Ficha 32
	Test cinéticos de campo a mediana escala	
	Pilas experimentales (mediana y gran escala)	

Fuente: Elaboración Propia

Un aspecto importante en la etapa de predicción y en el diseño e implementación de un programa de predicción propiamente tal, es el muestreo del material de interés que forma o formará parte de una instalación minera considerada como fuente potencialmente generadora, sean éstas residuos mineros masivos (botaderos, depósitos de relave, depósitos derivados de la lixiviación) o material que queda expuesto en minas a rajo abierto y minas subterráneas.

El muestreo representativo y de calidad determinará en última instancia la confiabilidad y el nivel de incertidumbre de los resultados obtenidos en un programa de predicción. Si bien algunos de los test más comúnmente utilizados involucran muestras de granulometrías finas y requieren pequeños volúmenes de muestra, alejados de la realidad de las instalaciones mineras, se recomienda que, al utilizar los diferentes tipos de test, se incluya junto a la interpretación de resultados, un análisis de incertidumbre asociado, indicando al menos el porcentaje de ésta. Así, en etapas de caracterización y predicción posteriores, se espera que se complemente la información, de manera de disminuir el porcentaje de incertidumbre en el tiempo, mediante el muestreo continuo y complementario, la implementación de tests de mayor escala, el análisis de un mayor número de muestras y/o la utilización de otros métodos predictivos, como la modelación matemática y geoquímica.

4.3.4 Modelación

Predecir el impacto derivado de la construcción, operación y cierre de una instalación minera, implica normalmente la utilización de múltiples modelos que permiten simular procesos claves que tienen lugar en el sitio afectado. En numerosas ocasiones, el resultado de un modelo puede ser utilizado como entrada para otro modelo, o varios modelos pueden ser usados de manera iterativa para desarrollar una predicción.

Específicamente, los modelos utilizados en la predicción del DM pueden ayudar a:

- Entender la interacción entre las distintas instalaciones mineras y el agua que entra en contacto con éstas.
- Predecir la calidad y cantidad de DM producido en las instalaciones mineras.
- Evaluar escenarios futuros con enfoque en la gestión integral de las fuentes potencialmente generadoras de DM.
- Entender la química del drenaje, por ejemplo, la

especiación de elementos químicos, la precipitación o disolución de los productos de reacción, y los límites de solubilidad de los minerales, entre otros.

Actualmente, la utilización de modelos se considera como una de las herramientas más fiables y sofisticadas para predecir la generación de DM. Esta herramienta contribuye a la interpretación de los datos, tanto de los distintos test predictivos como de los resultados de campañas de monitoreo, mejorando la predicción. Sin embargo, su utilidad está sujeta a la cantidad y calidad de información que se disponga del sitio, ya que necesita alimentarse de una caracterización lo más completa posible. Por otra parte, es importante mencionar que las predicciones obtenidas a través de modelos deben siempre ser validadas con datos de campo antes de ser aceptadas y utilizadas en la toma de decisiones en relación a la gestión de la EQ (Maest *et al.*, 2005).

La complejidad y sofisticación del modelo a utilizar dependerá del tipo de preguntas que se quieran responder. Así, para preguntas de orden cualitativo (sí o no) basta con emplear modelos simples donde no se requiere un entendimiento acabado del sistema. En cambio, cuando se requiere hacer una predicción de tipo cuantitativa, es necesario utilizar modelos mucho más complejos, donde pasa a ser muy importante la conceptualización detallada del sistema a modelar (INAP, 2012) y el conocimiento de códigos avanzados de modelación.

En el proceso de modelación se distinguen distintas etapas, como se observa en la Figura 16, que incluyen el desarrollo de un modelo conceptual, la selección de un código computacional apropiado, la verificación y calibración del modelo con datos de campo, y el análisis de la incertidumbre del modelo (Maest *et al.*, 2005; INAP, 2012).

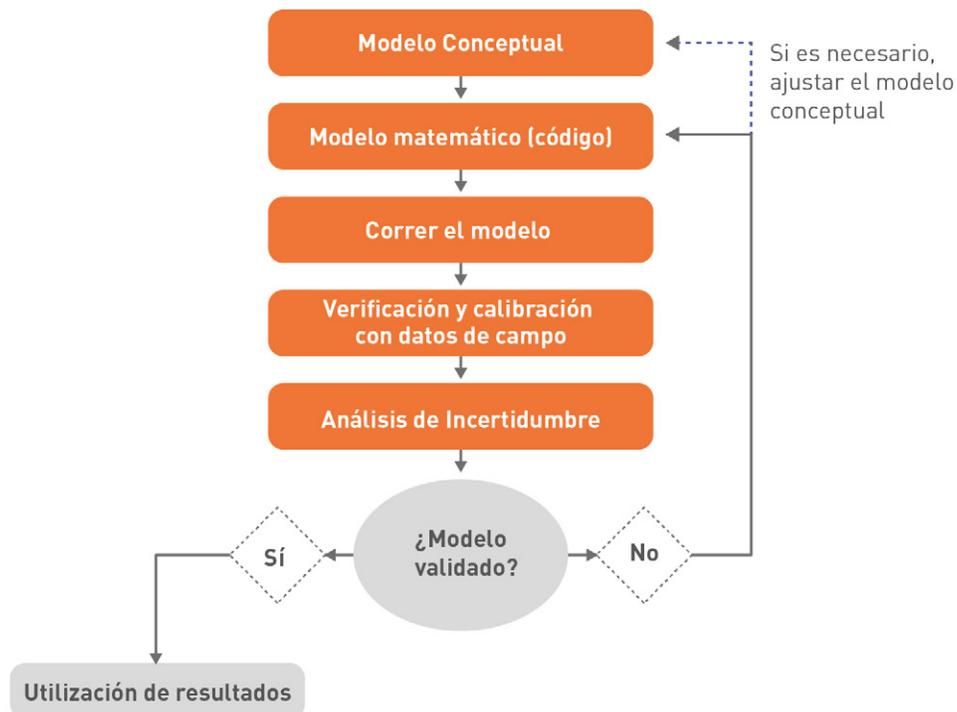


Figura 16. Procedimiento general de modelación. Fuente: Modificado de INAP, 2012.

Un **modelo conceptual** corresponde a un relato escrito y/o representación gráfica del sistema ambiental y de los procesos físicos, químicos y biológicos que determinan el transporte de contaminantes desde la fuente, a través de los medios que componen el sistema, hasta los potenciales receptores que forman parte de él¹⁶. El modelo debe ser representativo de los procesos y reacciones más importantes que ocurrirán en el sitio, y puede cambiar en el tiempo a medida que se cuente con información más completa del lugar. Generalmente, habrá más de un modelo conceptual que pueda ajustarse a los datos del sitio y, por ende, es importante que los distintos modelos conceptuales sean testeados (Neuman and Wierenga, 2003).

La información requerida para un modelo conceptual del sitio de interés es variada y dependerá de la utilización que se le da al modelo. En términos generales, en relación al estudio del DM, incluye información relativa a las fuentes identificadas como potencialmente generadoras de DM (geología, mineralogía, características físicas, hidráulicas y geoquímicas, entre otras); a las vías de transporte y migración de los potenciales contaminantes (aire, infiltración, escorrentía, zona no saturada, agua subterránea, agua superficial, sedimentos); y a los potenciales receptores (vida acuática, terrestre, vegetal y humana).

La **selección del código** o modelo matemático se debe basar en su capacidad para simular los procesos relevantes en el sitio de estudio que han sido identificados en el modelo conceptual. Antes de comenzar con un proyecto de modelación, se debe realizar una revisión de los códigos disponibles, teniendo en cuenta que la poca disponibilidad de datos limita la aplicación de un código, si esto sucede se recomienda la utilización de un código más simple.

Algunos de los puntos importantes a considerar a la hora de elegir un código incluyen:

- Establecer los objetivos y alcances del modelamiento.
- Identificar aquellos procesos específicos en la fauna que determinarán la generación de DM y los códigos capaces de simular esos procesos. Por ejemplo, la capacidad del código de simular procesos que controlan la calidad de las aguas.
- Identificar los códigos que existan, su disponibilidad (acceso libre o bajo licencia) y la información disponible.
- Evaluar la potencialidad del código para simular la distribución espacial y temporal de los parámetros claves de entrada.

- Determinar si las reacciones estarán mejor representadas por códigos cinéticos o de equilibrio (o ambos).
- Evaluar la conveniencia de utilizar códigos para análisis cuantitativo y códigos para análisis cualitativo acoplado o por separado.
- Estudiar el tipo y calidad de los datos disponibles (o que puedan ser recolectados) versus el tipo de datos requeridos por el código.
- Identificar la presencia de interfaces gráficas en los códigos y su facilidad de uso.
- Disponer de datos de apoyo.

La **verificación del programa** de modelación se refiere a que el código seleccionado resuelve con precisión las ecuaciones matemáticas que describen los procesos simulados para condiciones similares a las dominantes en el sitio en estudio. El software de modelación también puede contener "errores" que serán identificados y corregidos a medida que el código sea utilizado por más usuarios para distintas situaciones. Es por esto que los códigos más utilizados y disponibles son generalmente los más confiables.

La **calibración del modelo** considera la comparación de los datos de terreno (p. ej. de las pruebas de predicción de campo de pequeña, mediana y gran escala) con las simulaciones obtenidas a través del modelo. La calibración incluye el ajuste de los parámetros del modelo, como por ejemplo la porosidad, de manera de que los resultados de la simulación sean representativos de la realidad observada.

Tanto la verificación como la calibración del modelo son etapas claves de la modelación. En sitios donde se han recolectado datos durante varios años, se podrá realizar una mejor calibración del modelo, incorporando de mejor manera la variabilidad temporal y, por ende, se obtendrán predicciones más confiables.

Hoy la capacidad computacional de los códigos y computadores es muy superior a la capacidad de los hidrogeólogos y geoquímicos para representar las propiedades físicas, químicas y biológicas de un sitio o para entender y verificar los resultados de un modelo (Nordstrom, 2004; Oreskes, 2000). En este sentido, es fundamental evaluar la exactitud y precisión de la modelación y, en consecuencia, se debe realizar un **análisis cuantitativo de la incertidumbre**.

La incertidumbre es un factor inherente a la determinación de muchos de los parámetros requeridos para el modelamiento del DM, especialmente en paráme-

16. Ministerio de Medio Ambiente y Fundación Chile, 2012.

tros hidrológicos. Los factores que más afectan son el acoplamiento de modelos, el marco temporal para la predicción, el uso de códigos propios (no son verificables) y la caracterización de las condiciones geoquímicas e hidrogeológicas del sitio (una caracterización incompleta o conocimiento incompleto del sitio aumenta la incertidumbre del modelo).

Algunos métodos utilizados para evaluar la incertidumbre de un modelo incluyen el análisis Monte Carlo, algunos métodos estocásticos y la evaluación de parámetros del modelo que permitan obtener un rango de resultados deterministas de salida (p. ej. un rango de calidad de agua en un receptor dado). Estos métodos se basan en que los parámetros son descritos de mejor manera a través de una distribución probabilística (promedio y varianza) que mediante la entrega de un simple valor al modelo.

a) Modelos para la predicción del DM

A continuación se detallan algunos de los modelos disponibles para la predicción del DM. Se mencionan las categorías y subcategorías de los códigos más utilizados, los parámetros de entrada requeridos y los procesos que son modelados.

- **Modelos hidrológicos e hidrogeológicos**

Gran parte de la comunidad científica diferencia los *modelos hidrológicos* para referirse al modelamiento de aguas superficiales y los *modelos hidrogeológicos* para sistemas de aguas subterráneas. Los modelos hidrológicos incluyen el destino, transporte y las potenciales descargas del DM a través de un sistema de aguas superficiales, la estimación de la calidad del agua en rajos inundados, relaves y otros. Los modelos para zona no saturada y aguas subterráneas en cambio, abordan el flujo de agua y el transporte de contaminantes bajo la superficie.

Además de los modelos mencionados, existe también un tipo de mayor complejidad denominado *modelamiento dinámico* que incorpora códigos hidrológicos, geoquímicos, económicos y de otros tipos. Este tipo de modelo permite evaluar el cambio de un sistema en el tiempo, sistemas oscilantes y sistemas con circuitos de retroalimentación. Los más utilizados para el modelamiento hídrico, balance hídrico y calidad de agua son GoldSim (www.goldsim.com) y Stella (www.iseesystems.com). Sin embargo, debido a que pueden llegar a ser muy complejos y que no existe una forma estándar para ensamblar un modelo dinámico, puede resultar difícil su evaluación y réplica. La tabla a continuación (Tabla 12) resume los principales modelos hidrológicos e hidrogeológicos que se utilizan en la predicción del DM.

Tabla 12. Códigos hidrológicos e hidrogeológicos utilizados para la predicción del DM.

Categoría del código	Subcategoría	Códigos disponibles	Entradas necesarias (inputs)	Procesos modelados/ resultados
Códigos hidrológicos para procesos cercanos a la superficie	Balance hídrico (infiltración, escorrentía, evapotranspiración)	HELP (Schroeder <i>et al.</i> , 1994a, b); SOILCOVER (MEND 1994) CASC2D; CUHP; CUHP/SWMM; DR3M; HEC-HMS (US ACOE 2000); PRMS; PSRM; SWMM; TR20.	Precipitación, temperatura, velocidad del viento, radiación solar incidente, cubierta vegetal (evapotranspiración) (los datos climáticos pueden ser estimados utilizando WGEN), conductividad/permeabilidad hidráulica del suelo/material geológico, capacidad de retención de humedad del suelo y propiedades de transmisión.	Contribución de precipitación en escorrentía, evapotranspiración e infiltración, estimación de la escorrentía, infiltración, tasas de evaporación en o a través de instalaciones/cubiertas mineras, estimación de precipitaciones que caen en lagunas de aguas claras.
	Balance hídrico (infiltración, escorrentía, evapotranspiración) y transporte de contaminantes	SESOIL (Bonazountas and Wagner, 1981, 1984); PRZM 3 (Versión 3, Carsel <i>et al.</i> , 1984; U.S. EPA, 2003a); HSPF (Bicknell <i>et al.</i> , 1997); LEACHM (Wagenety Hudson, 1987).	Entradas necesarias para un balance hídrico, concentraciones y cargas de fuente, concentraciones iniciales en suelo, destino/ transporte de contaminantes (por ejemplo, adsorción o precipitación).	Cantidad y calidad de infiltración y escorrentía en, desde y hacia las instalaciones mineras.
Códigos zona no saturada	Percolación en zona no saturada	Códigos 1D: SESOIL; HELP; CHEMFLO- 2000 (U.S. EPA, 2003b); Hydrus-1D (U.S. SalinityLab; Simonek <i>et al.</i> , 1998); SWACROP (IGWMC); SWIM HEAPCOV (SulphideSolutions); Unsat-1 (IGWMC); Unsat-H (PacificNorthwestLaboratory); 2D codes: Hydrus-2D (U.S. SalinityLab); FEFLOW (Waterloo Hydrogeologic); SEEP/W (Geo-slopeIntl., 1994); SUTRA (USGS); VS2D (Lappala <i>et al.</i> 1987; Healy, 1990; USGS).	Tasas de infiltración, estratificación o heterogeneidad en materiales geológicos, propiedades hidráulicas del suelo/ unidades geológicas: tales como capacidad de retención de humedades (medidas o modeladas).	Filtración a través de porciones insaturadas de instalaciones mineras (por ejemplo, botaderos) y de zona no saturada subyacente.
	Percolación en zona no saturada y transporte de contaminantes	SUTRA (USGS); VS2D/T (USGS, Lappala <i>et al.</i> , 1987; Healy, 1990); FEFLOW (Waterloo Hydrogeologic).	Ídem anterior más calidad de agua entrante en zona no saturada y concentraciones iniciales de los constituyentes en zona no saturada, partición de componentes y compuestos entre suelo/roca y agua.	Ídem anterior más transporte de contaminantes.

Fuente: Modificada de Maest *et al.*, 2005.

Tabla 12. (Continuación) Códigos hidrológicos e hidrogeológicos utilizados para la predicción del DM.

Categoría del código	Subcategoría	Códigos disponibles	Entradas necesarias (inputs)	Procesos modelados/ resultados
Códigos agua subterránea	Flujo	MODFLOW (McDonald and Harbaugh, 1988; Harbaugh and McDonald, 1996; MODFLOW 2000); FEFLOW (Waterloo Hydrogeologic).	Conductividad hidráulica, porosidad, características de almacenamiento, espesor de unidades geológicas, recarga areal, recarga de agua superficial, bombeo o reinyección de agua a través de pozos, descarga a agua superficial, fronteras del modelo (corrientes, barreras de flujo, etc.). Para flujo/ transporte en fracturas se necesita espaciado, orientación y apertura de fractura.	Simula desagüe de minas y reanegamiento; flujo y transporte en relaves saturados.
	Flujo y transporte de contaminantes	MODFLOW con MT3D; MODFLOWSURFACT; SUTRA (USGS); FEFLOW (Waterloo Hydrogeologic); FEMWATER (U.S. EPA). Flujo de agua subterránea y transporte de soluto en roca fracturada: FRAC3DVS y FRACTRAN (Waterloo Hydrogeologic); TRAFRAP-WT (IGWMC).	Ídem anterior más concentraciones de entrada de contaminantes, propiedades de dispersión del acuífero, características de retardo de contaminante. Para flujo y transporte en fracturas se necesita espaciado, orientación y apertura de fractura.	Transporte de contaminantes y recarga de agua subterránea o superficial desde una instalación minera.
Códigos integrados hidrológicos/ cuenca		MIKE SHE (Instituto Británico de Hidrología, Instituto Danés de Hidráulica); PRMS/MMS (Leavesley <i>et al.</i> , 1981; 1983; USGS); HSPF (Bicknell <i>et al.</i> , 1997; U.S. EPA).	Ídem códigos de procesos cercanos a la superficie y de aguas subterráneas.	Simular todos los componentes del régimen de flujo hidrológico (deshielo, terrestre, canalizaciones, flujo zona insaturada/ saturada) e interacción entre componentes.

Fuente: Modificada de Maest *et al.*, 2005.

• **Modelos geoquímicos**

En principio los modelos geoquímicos pueden ser utilizados para predecir la generación de DM en todas las instalaciones mineras (botaderos, depósitos de relaves, rajo, etc.) tanto para agua superficial como subterránea. El tipo de modelo a utilizar dependerá del objetivo perseguido, del tipo de fuente de DM y sus vías de transporte.

Los *modelos de especiación química* son uno de los más importantes. La especiación química se refiere a la distribución de los elementos y componentes químicos entre las distintas formas o especies posibles. Este concepto es de gran importancia, debido a que se ha demostrado que ciertos procesos, como la precipitación y disolución de minerales, la sorción, la utilización por organismos vivos y su toxicidad, se ven afectados por la especiación química. Estos modelos asumen generalmente un equilibrio de las especies redox, cuestión que en la práctica no sucede, ya que estas especies se encuentran habitualmente en des-

equilibrio, por lo que se recomienda que éstas sean determinadas analíticamente y no modeladas.

Asimismo, existen también los *modelos de transferencia de masa*, enfocados en el modelamiento de la disolución y precipitación de minerales y la transferencia de gases. Generalmente, en este tipo de modelos se asume un estado de equilibrio.

Otros tipos son los *modelos de transporte* (reactivo o no reactivo) que se acoplan con *modelos de reacción* para determinar los efectos del flujo en las reacciones y viceversa. Y los *modelos geoquímicos de equilibrio*, que consideran sólo reacciones químicas. Estos modelos son estáticos y permiten conocer la distribución de especies químicas en el agua y las reacciones químicas en equilibrio.

En la siguiente tabla (Tabla 13) se enumeran los principales modelos geoquímicos que se utilizan en la predicción del DM.

Tabla 13. Códigos geoquímicos utilizados para la predicción del DM.

Categoría del código	Códigos disponibles	Características especiales	Entradas necesarias	Procesos modelados/ resultados
Códigos de Especiación Geoquímica, Avance de Reacción, Transporte Reactivo	WATEQ4F v.2 (Ball y Nordstrom, 1991 y actualizaciones de base de datos)	La más completa base de datos de minerales para drenaje ácido, especies redox.	Variable, puede incluir: concentraciones en flujos de entrada y otras aguas de interés, pH, temperatura, concentraciones de especies redox y o Eh, masa y área de superficie, identidad de los minerales, tasas/volúmenes de infiltración, área de superficie reactiva; bacterias, constantes de reacción.	Estimar concentraciones de las especies en solución, cantidad de minerales precipitados desde la solución/ disueltos desde la roca, pH, Eh, cantidad de elementos adsorbidos/ desorbidos desde sólidos.
	MINEQL (Schecher y McAvoy, 1991); MINEQL+ v. 4.5 (Environmental Research Software, 2005)	Base para MINTEQ (junto con WATEQ); Temperaturas = 0-50°C, Fuerza iónica <0.5M.		
	MINTEQ (Allison <i>et al.</i> , 1991)	La más completa información acerca de intercambio iónico y sorción, patrocinado/aprobado por la EPA.		
	HYDRAQL (Papelis <i>et al.</i> , 1988)	Especiación, adsorción, ligandos orgánicos.		
	Geochemist's Workbench (Bethke, 1994; 1996 -REACT is mass transfer module)	Puede incluir bacterias, ecuaciones de Pitzer, evaporación, transferencia de masa, cálculos isotópicos, dependencia de temperatura 0-300°C, sorción, cinéticas complejas y reacciones redox desacopladas.		

Fuente: Modificada de Maest *et al.*, 2005.

Tabla 13. (Continuación) Códigos geoquímicos utilizados para la predicción del DM.

Categoría del código	Códigos disponibles	Características especiales	Entradas necesarias	Procesos modelados/ resultados
Códigos de Especiación Geoquímica, Avance de Reacción, Transporte Reactivo	PHREEQC/PHRQPITZ (Parkhurst, 1995; Plummer and Parkhurst, 1990); PHREEQC v. 3.1.2 (Parkhurst and Appelo, 1999 y 2013)	Incluye ecuaciones de Pitzer, puede definir cinética, transferencia de masa, vías de reacción, mezcla de fluidos de intercambio iónico, sorción, equilibrio sólido-solución, transporte 1D, modelamiento inverso (NETPATH; Plummer <i>et al.</i> , 1991; Parkhurst, 1997), composición isotópica.	Variable, puede incluir: concentraciones en flujos de entrada y otras aguas de interés, pH, temperatura, concentraciones de especies redox y o Eh, masa y área de superficie, identidad de los minerales, tasas/volúmenes de infiltración, área de superficie reactiva; bacterias, constantes de reacción.	Estimar concentraciones de las especies en solución, cantidad de minerales precipitados desde la solución/ disueltos desde la roca, pH, Eh, cantidad de elementos adsorbidos/ desorbidos desde sólidos.
	GEOCHEM (Parker <i>et al.</i> , 1995)	Especiación y transferencia de masa, adsorción, interacciones suelo-agua.		
	EQ3/6 (Wolery y Daveler, 1992)	Búsqueda de vías, Pitzer, evaporación, solución sólida, programa de transferencia de masa mejor documentado, cinéticas, especies orgánicas.		
	SOLMINEQ.88 (Kharaka <i>et al.</i> , 1988); SOLMINEQ.GW (Hitchon <i>et al.</i> , 1996)	Fácil de utilizar, Pitzer, ligandos orgánicos, temperatura entre 0-350°C y presión entre 1-1,000 bar, opciones de transferencia de masa (mezcla de fluidos, precipitación/ disolución de minerales, intercambio iónico, sorción).		
	SOLVEQ-CHILLER (Spycher and Reed, 1990a and b)	Reacción de fases fluidas y sólidas, mezcla de fluidos, gases, evaporación, ebullición. Requiere que el usuario defina tasas y dimensión de etapa para la adición de reactivos.		
	PATHARC (Alberta Research Council; Bill Gunter and Ernie Perkins)	Programa de vías de reacción más amigable, disolución/ cinéticas de precipitación y reacciones en equilibrio, gases, evaporación; isotérmica, no incluye solución sólida.		
Códigos de oxidación de pirita	PYROX (Wunderly <i>et al.</i> , 1995)	Simulan oxidación de pirita en un contexto de difusión limitada.	Geometría/estructura del botadero, contenido de pirita, distribución del tamaño de partícula, contenido de agua de la matriz rocosa, estimaciones de las tasas de difusión de oxígeno en la roca matriz y total.	Simula la generación de ácido y sulfato por la oxidación de sulfuros en los materiales; se utilizan resultados en conjunto con resultados de test cinéticos para la estimación de la liberación de metales por oxidación; los efectos del bombeo barométrico no se incorporan en los modelos.
	Davis/Ritchie approach (Davis and Ritchie, 1986; Davis <i>et al.</i> , 1986; Davis and Ritchie, 1987; Ritchie, 2003)	Simula difusión de oxígeno como único mecanismo para la oxidación de pirita usando soluciones analíticas.		
	FIDHELM (Kuo and Ritchie, 1999; Pantelis, 1993; Pantelis y Ritchie, 1991)	Simula difusión y convección de oxígeno como mecanismos de oxidación de pirita; entrega también registro de temperaturas.		
	TOUGH AMD (Lefebvre <i>et al.</i> , 2002; Lefebvre and Gelinas, 1995)	Simula flujo insaturado de agua, la difusión y convección de oxígeno, generación de calor y la transferencia y transporte de soluto.		

Fuente: Modificada de Maest *et al.*, 2005.

Tabla 13. (Continuación) Códigos geoquímicos utilizados para la predicción del DM.

Categoría del código	Códigos disponibles	Características especiales	Entradas necesarias	Procesos modelados/ resultados
Códigos vía/flujo de reacciones acopladas	PHREEQM (Appelo and Postma, 1993)	1D, usa PHREEQE, no incluye cinéticas, celda de mezcla, simple	Variable, puede incluir: tasas de infiltración, concentraciones en corrientes de alimentación (por ejemplo, resultados de tests cinéticos y concentraciones background en agua subterránea), contenido de humedad, área de superficie reactiva, porosidad, conductividad hidráulica, parámetros de función hidráulica del suelo, coeficientes de difusión, dispersividades, bacterias (si se contemplan en modelo), constantes de equilibrio, mineralogía del acuífero y unidades geológicas aguas abajo, formación fase mineral secundaria (a partir de la reacción de las filtraciones mineras con los minerales del acuífero), constantes de velocidad, sorción/ capacidad de intercambio catiónico.	Destino y transporte de constituyentes en unidades mineras, mineralogía, porosidad, composición de fluidos.
	REACTRAN (Ortoleva <i>et al.</i> , 1987)	1D, tasas de reacción definidas por usuarios, gradientes de temperatura		
	MPATH (Lichtner, 1985)	1D, la concentración varía únicamente con la distancia a lo largo de la trayectoria de flujo.		
	MINTRAN (Walter <i>et al.</i> , 1994)	2D, usa MINTEQA2 pero con un cálculo más riguroso de flujo/ transporte que PHREEQM, para transporte en aguas subterráneas, asume equilibrio total fluido y roca, como PHREEQM, incluye modelo de núcleo decreciente y difusión de oxígeno, cinéticas.		
	CIRF.A (Potdevin <i>et al.</i> , 1992; Universidad de Illinois)	2D, correcciones de temperatura y presión para propiedades, leyes de velocidad múltiple; salida = mineralogía, porosidad, composición del fluido, etc.		
	1DREACT (Steeffel, 1993)	1D, diferencia finita, estado estacionario y transiente, usa leyes de velocidad.		
	FMT (Novak, 1993 and 1994)	2D, diferencia finita, puede similar flujo a través de fracturas, correcciones de coeficientes de actividad Pitzer y Debye-Huckel extendida.		
	TOUGHREACT y TOUGH2-CHEM (Xu <i>et al.</i> , 2001)	Puede simular generación de ácido y reacciones tampón en medio insaturado, cinéticas.		
	TOUGH-AMD (Lefebvre <i>et al.</i> , 2001)	Diseñado específicamente para estériles y pilas de lixiviación, incluye generación de calor por producción de ácido y convección de oxígeno, no incluye mecanismos de atenuación.		

Fuente: Modificada de Maest *et al.*, 2005.

Tabla 13. (Continuación) Códigos geoquímicos utilizados para la predicción del DM.

Categoría del código	Códigos disponibles	Características especiales	Entradas necesarias	Procesos modelados/ resultados
Códigos vía/flujo de reacciones acopladas	KGEOWFLOW (Sevougian <i>et al.</i> , 1992)	1D, similar a 1DReact, usa ecuaciones cinéticas simples y EQ3/6.	Variable, puede incluir: tasas de infiltración, concentraciones en corrientes de alimentación (por ejemplo, resultados de tests cinéticos y concentraciones background en agua subterránea), contenido de humedad, área de superficie reactiva, porosidad, conductividad hidráulica, parámetros de función hidráulica del suelo, coeficientes de difusión, dispersividades, bacterias (si se contemplan en modelo), constantes de equilibrio, mineralogía del acuífero y unidades geológicas aguas abajo, formación fase mineral secundaria (a partir de la reacción de las filtraciones mineras con los minerales del acuífero), constantes de velocidad, sorción/capacidad de intercambio catiónico.	Destino y transporte de constituyentes en unidades mineras, mineralogía, porosidad, composición de fluidos.
	RETRASO (Saaltink <i>et al.</i> , 2002)	Cinéticas, oxidación de minerales de sulfuro, flujo transiente, precipitación secundaria de minerales.		
	OTIS-OTEC (Runkel <i>et al.</i> , 1996, 1999)	Transporte de solutos en flujos 1D y almacenamiento en riveras combinado con MINTEQA2, puede simular química redox y sorción.		
	RT3D (Clement, 1997)	3D, multi-especies, transporte reactivo en agua subterránea.		
	SULFIDO (basado en Ritchie, 1994)	Liberación y atenuación de DM en estériles y pilas de lixiviación.		
	MINTOX (Gerke <i>et al.</i> , 1998)	Relaves, 2D, oxidación y transporte de sulfuros, transporte difusivo de gas.		
	MIN3P (Mayer <i>et al.</i> , 2002)	Actualización de MINTOX, elementos finitos, estados estacionario y transiente, variablemente saturado, el usuario establece ecuaciones de velocidad, transporte difusivo de gases en zona no saturada, cinéticas, redox de azufre, tamponamiento de pH, expresiones de velocidad.		
	MULTIFLO (Lichtner, 1996)	Código integral y de propósito general de transporte reactivo y de cinética de disolución de minerales aluminosilicatos.		
	PHAST (USGS)	Transporte 3D; combina código de transporte reactivo de soluto HST3D (Kipp, 1998) e itera en cada paso con PHREEQC.		
	CRUNCH (Steeffel, 2000)	Procesos en zona no saturada, puede simular liberación y atenuación de DM.		
Códigos biogeoquímicos y de transporte reactivo	BIOKEMOD (Salvage and Yeh, 1998) acoplado con HYDROGEOCHEM (Yeh and Tripathi, 1989)	Simulación de transporte reactivo y transformación biogeoquímica de contaminantes.		Complejación, adsorción, intercambio iónico, precipitación/disolución, crecimiento de biomasa, degradación o transformación de químicos mediante el metabolismo, de nutrientes y redox, transform. biogeoquímicas.

Fuente: Modificada de Maest *et al.*, 2005.

• **Modelos aplicables a instalaciones mineras específicas**

En la Tabla 14 se presentan los tipos de predicción (modelos) de DM desarrollados y aplicables a instalaciones mineras específicas.

Es importante destacar que la modelación de la calidad de las aguas en contacto con botaderos es particularmente compleja debido a las heterogeneidades físicas y químicas imperantes y a que, generalmente, no se puede aplicar el equilibrio local (Perkins *et al.*, 1995). Es por esto que se han desarrollado modelos específicos para este tipo de instalaciones mineras.

De todos los códigos de modelación de DM, los más utilizados son MODFLOW para la predicción del flujo de aguas subterráneas y el código geoquímico PHREEQC (Parkhurst, 1995; Plummer and Parkhurst, 1990; Parkhurst and Appelo, 1999 y 2013) para especiación y transporte reactivo.

Como se mencionó anteriormente, la modelación es parte fundamental en la predicción de la generación de DM, y no sólo permite evaluar la implementación de medidas efectivas de gestión que minimicen el riesgo para la salud de las personas y para el ecosistema, sino que también influye en el diseño y planificación, operación y cierre de una faena minera.

Tabla 14. Modelos aplicables a instalaciones mineras específicas.

Categoría del código	Predicción de calidad de agua	Caracterización /datos de entrada	Códigos específicos para instalación/ transporte reactivo disponibles
Rajos inundados o rellenos (al menos parcialmente bajo el nivel freático)	<ul style="list-style-type: none"> Calidad de agua en el rajo, en aguas subterráneas aguas abajo y en aguas superficiales (si el drenaje descarga en manantiales, cursos de agua, lagos) 	Mineralogía del rajo (especialmente contenido de sulfuros) Calidad y cantidad de agua subterránea afluyente, velocidad de flujo agua subterránea Tasa de aumento de agua en rajo Tasa de liberación de material desde la pared rocosa Tasa liberación material del relleno Tasa de oxidación de sulfuros en la pared rocosa Cantidad y calidad de agua proveniente de las paredes que entra al rajo Precipitación Tasa de evaporación Dimensiones del rajo Limnología /hidrodinámica de rajo inundado Características de transporte en aguas subterráneas (si descarga a aguas subterráneas) Características de aguas superficiales (si descarga a aguas superficiales)	Códigos desarrollados y de propiedad de la industria minera. MINEWALL (MEND, 1995). CAEDYM (University of Western Australia, 2005), pero no calculan especiación química ni reacciones geoquímicas en agua de rajo.
Obras subterráneas/ rajos secos	<ul style="list-style-type: none"> Calidad de agua en obras subterráneas (si están inundadas) Escurrecimiento infiltración desde rajo Calidad aguas abajo (si infiltración impacta a aguas subterráneas) Calidad agua superficial (si infiltración impacta manantiales, cauces, lagos) 	Mineralogía roca (principalmente contenido de sulfuros) Tasa de liberación de material desde la pared rocosa Tasa de oxidación de sulfuros Calidad y cantidad de agua afluyente Tasa de inundación de obras subterráneas y rajo Nivel freático en el tiempo Características de transporte en agua subterránea (si matriz es impactada) Características de agua superficial (si matriz es afectada) Liberación/efectos de relleno	MINEWALL (MEND, 1995)

Fuente: Modificada de Maest *et al.*, 2005.

Tabla 14. (Continuación) Modelos aplicables a instalaciones mineras específicas.

Categoría del código	Predicción de calidad de agua	Caracterización /datos de entrada	Códigos específicos para instalación/ transporte reactivo disponibles
Botaderos	<ul style="list-style-type: none"> • Potencial de filtración y calidad de filtraciones • Calidad de agua subterránea aguas abajo • Calidad de agua superficial (si filtraciones impactan manantiales, cauces, lagos) 	Mineralogía estéril (contenido de sulfuros) Tasa de oxidación de sulfuros Tasas de lixiviación Cantidad y calidad de filtraciones desde estéril Tasas de infiltración en zona insaturada Escorrentía (cantidad y química) Dimensiones de botadero Composición física de botadero Mitigación (cubiertas, fosas, etc.) Calidad agua subterránea aguas arriba Distancia a napa en el tiempo Distancia a agua superficial Características zona no saturada y del acuífero que afectan la hidráulica y el transporte Características transporte en agua subterránea Características agua superficial, si filtraciones descargan en la matriz	ACIDROCK (Scharer, <i>et al.</i> , 1994), FIDHELM (Pantelis, 1993), TOUGHAMD (Lefebvre, 2001), SEEP/W y SOILCOVER (solo cantidad), SULFIDOX (www.ansto.gov.au./sulfide/sulfidox.html)
Depósitos de relaves	<ul style="list-style-type: none"> • Calidad de agua en poro • Potencial de filtración y calidad de filtración • Calidad de agua subterránea aguas abajo • Calidad de agua superficial (si filtraciones impactan manantiales, cauces, lagos) 	Mineralogía de relave (contenido de sulfuros) Tasa de liberación de contaminantes desde relave Dimensiones de tranque o embalse Gestión de aguas claras durante operación y post-cierre (presencia de laguna, grado de saturación) Tasas de oxidación de minerales de sulfuro Especificaciones de cubierta (liberación/cero descarga) Proximidad agua superficial Distancia a napa en el tiempo Tasa de infiltración a través de zona no saturada Características de zona no saturada y el acuífero que afectan la hidráulica y el transporte. Características de transporte en agua subterránea (si filtraciones impactan la matriz) Características agua superficial (si filtraciones descargan a aguas superficiales)	WATAIL (Scharer <i>et al.</i> , 1993), RATAP (Scharer <i>et al.</i> , 1994), MINTRAN (Walter <i>et al.</i> , 1994), MIN3P (Mayer <i>et al.</i> , 2002)
Depósitos de lixiviación	<ul style="list-style-type: none"> • Potencial de descarga • Calidad de aguas de escorrentía/ infiltración • Calidad de agua subterránea aguas abajo • Calidad de agua superficial (si infiltraciones afectan manantiales, cauces, lagos) 	Concentración de constituyentes en soluciones de proceso Tasas de liberación de contaminantes (provenientes de test cinéticos) Especificaciones de las características de cada cubierta Calidad y cantidad de agua subterránea aguas arriba Dimensiones de pila Distancia a napa y a agua superficial en el tiempo Gestión de agua en pila durante explotación y post-cierre (por ejemplo, grado de saturación) Tasas de infiltración a través de pila post-cierre Características zona no saturada y acuífero que afectan la hidráulica y el transporte Características de transporte en agua subterránea (si infiltraciones afectan estas aguas) Características de agua superficial (si filtraciones descargan en estas aguas)	FIDHELM (Pantelis, 1993), TOUGHAMD (Lefebvre, 2001), SULFIDOX (www.ansto.gov.au./sulfide/sulfidox.html)

Fuente: Modificada de Maest *et al.*, 2005.

4.4 Etapa de Evaluación de Riesgo Riesgo Ambiental¹⁷

La exigencia de evaluar los riesgos relacionados con la EQ de manera de implementar medidas de control cuando dichos riesgos son significativos, queda normada en la Ley que Regula el Cierre de Faenas e Instalaciones Mineras en Chile (Ley 20.551). Para los efectos de la citada Ley y su Reglamento, el **riesgo** es una relación entre la probabilidad de ocurrencia de un hecho y la severidad de sus consecuencias. En este sentido, la **probabilidad de ocurrencia** corresponde a la combinación de circunstancias y elementos que provocan un evento no deseado, que trae consigo consecuencias para las personas y/o el medio ambiente. Por su parte, la **severidad de las consecuencias** se refiere al impacto o daño que pueda producirse como resultado de ese hecho, ya sea sobre las personas y/o el medio ambiente.¹⁸

A nivel internacional, la evaluación de riesgo es considerada como una herramienta robusta que debería formar parte integral del manejo de la EQ de una faena minera y que se recomienda aplicar durante todo su ciclo de vida, de manera de obtener información objetiva y con base científica para la toma de decisiones más precisa y generando un proceso transparente de evaluación. Su aplicación es recomendada ya que permite reducir costos e incertidumbres del proceso de cierre. En este contexto, el nivel de detalle de la evaluación de riesgo depende principalmente de tres factores:

1. De la fase del ciclo de vida minero en que se encuentra cada instalación y faena.
2. De la magnitud de los peligros y/o riesgos detectados en evaluaciones preliminares.
3. De la sensibilidad y vulnerabilidad del entorno frente a estos peligros y, por ende, la magnitud de las potenciales consecuencias de estos.

En general, la evaluación de riesgo inicial para un nuevo proyecto minero es llevada a cabo a un nivel conceptual, pasando a un nivel de mayor detalle en la fase de factibilidad, diseño y operación. Los resultados de estas evaluaciones de riesgo son especialmente importantes para la planificación del cierre de una faena minera, para lo cual se recomienda imple-

mentar el mayor detalle posible en esta etapa, debido a las implicancias ambientales, sociales y económicas que en el largo plazo puede provocar la “inestabilidad química” de una faena o de sus instalaciones.

Existen a nivel nacional e internacional diferentes metodologías para evaluar el riesgo, que si bien tienen ciertas diferencias, comparten el mismo procedimiento general, el que se resume en la Figura 17 y se describe a continuación.

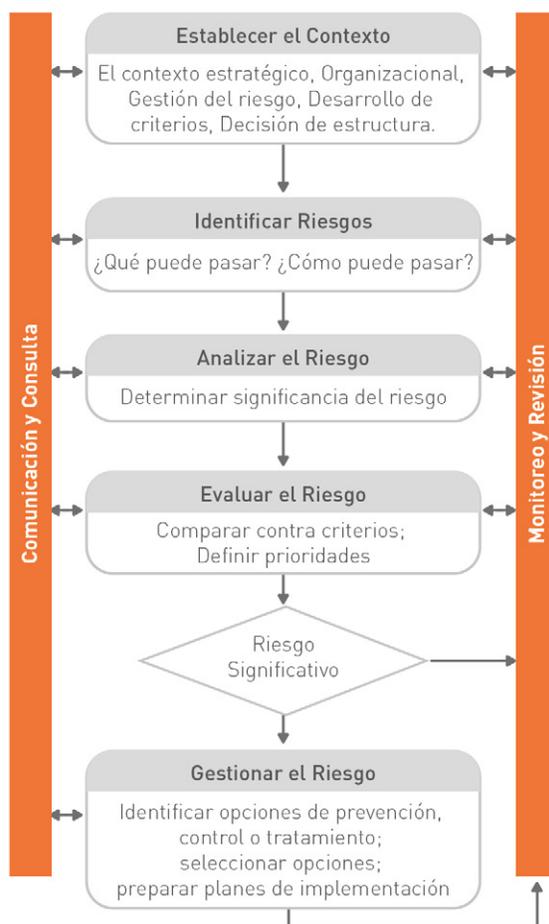


Figura 17. Procedimiento general de evaluación de riesgos.
Fuente: Modificado de Elliot and Pershke, 2006.

17. Capítulo basado en Gard Guide e INFOMINE E-BOOK Mine Closure de Dr. A. Robertson, & S. Shaw.

18. Guía Metodológica de Evaluación de Riesgos para el Cierre de Faenas Mineras. Servicio Nacional de Geología y Minería, Arcadis Chile (Sernageomin, 2014).

Establecer el Contexto: para la evaluación de los riesgos y oportunidades de cierre se requiere en primera instancia definir una visión de los resultados finales del cierre; esta visión puede precisar objetivos concretos que deben ser alcanzados, definiendo para la evaluación de sus cumplimientos criterios medibles y objetivos. En esta fase se deben definir los usos del suelo post cierre y los objetivos de cierre consistentes con este uso. Ambos, el uso post cierre del suelo como los objetivos del cierre son necesarios para proveer la base para la definición de criterios de cumplimiento e indicadores de desempeño.

Identificar Riesgos: en este paso se deben establecer hipótesis preliminares respecto de los potenciales efectos que puedan ocurrir, considerando para ello las potenciales fuentes generadoras de DM, las vías de liberación y transporte, y los potenciales receptores humanos y ecológicos. Para la representación gráfica de estos factores se utilizan a menudo modelos conceptuales. En la figura a continuación (Figura 18) se presenta un modelo conceptual simplificado a modo de ejemplo.



Figura 18. Modelo conceptual simplificado.
Fuente: Modificado de INAP, 2012

Análisis del riesgo: este paso analiza el riesgo tomando en consideración los resultados de la caracterización geoquímica de las fuentes potenciales, del entorno, de los modelos hidrogeoquímicos, u otra información que fue levantada en el proceso de caracterización y predicción del programa de estabilidad química (PEQ). El método de evaluación de riesgos seleccionado definirá cómo utilizar esta información; por ejemplo para el caso de la evaluación de riesgo ecológica la información podrá ser utilizada para definir las fuentes de los contaminantes de interés potencial, su distribución en el medio receptor, y su contacto con los receptores; evaluar las relaciones crónicas y agudas de respuesta en los receptores (es decir, la evidencia de la exposición); y definir el impacto de las respuestas de los receptores en los puntos finales de evaluación.

Evaluación y priorización de los riesgos: esta etapa implica evaluar el grado de confianza del análisis de riesgo. Este análisis también debe identificar los aspectos sociales, económicos, políticos y legales asociados a los riesgos, y priorizarlos.

Gestión de riesgo: esta etapa implica la identificación de estrategias adecuadas para hacer frente a los riesgos significativos. La significancia o aceptabilidad del riesgo residual, es decir, el riesgo que permanece posterior a la implementación de la medida de gestión es un tema importante y se recomienda abordarlo tempranamente con los diferentes stakeholders (autoridades y comunidades).

Monitoreo y revisión de riesgos, y comunicación y consulta: se recomienda que la comunicación y consulta de los stakeholders, y el monitoreo y la revisión, sean permanentes y durante todo el proceso de evaluación de riesgo. Incluso, si los stakeholders no están involucrados en el proceso de identificación y evaluación de riesgos, deben ser informados de los riesgos asociados con las medidas de cierre en una etapa temprana de la planificación de cierre, para abordar la potencial preocupación de la comunidad antes de que se convierta en una barrera para la implementación del cierre propiamente tal.

La aplicabilidad de las diferentes metodologías de evaluación de riesgos existentes dependerá del objetivo de la evaluación de riesgos, del nivel de detalle de información con el que se cuente y de la fase del ciclo de vida minero en que se encuentre cada instalación u operación. En Chile, a pesar de ser un instru-

mento reconocido en la Ley de Bases Generales del Medio Ambiente (Ley 19.300), no existe a la fecha una metodología consensuada, sino que diferentes guías elaboradas por las autoridades sectoriales y ambientales, algunas de las cuales se describen brevemente a continuación:

- **Guía Metodológica de Evaluación de Riesgos para el Cierre de Faenas Mineras (SNGM, 2014).** Esta guía busca orientar a las empresas mineras en identificar y evaluar los riesgos de una instalación en su condición de cierre en forma progresiva durante la vida útil de la operación minera. La base de esta metodología radica en la identificación y cuantificación de los riesgos, manteniendo los lineamientos de la norma "ISO 31.000 Risk Management Principles and Guidelines" y complementado con el análisis de factores técnicos operacionales, además de las condiciones geográficas que permitan que la evaluación recoja los aspectos propios e individuales de cada faena.

- **Guía Metodológica para la Gestión de Suelos con Potencial Presencia de Contaminantes¹⁹ (MMA, 2013) y Lineamientos Metodológicos para la Evaluación de Riesgo Ecológico (MMA, 2014).** La Guía Metodológica para la Gestión de Suelos con Potencial Presencia de Contaminantes tiene por objetivo definir los procedimientos para estandarizar la investigación de sitios con potencial presencia de contaminantes en el país, para lo cual se describen las etapas y procedimiento requeridos. A su vez, la Guía Lineamientos Metodológicos para la Evaluación de Riesgo Ecológico constituye una exposición metodológica práctica y sistemática de los procedimientos involucrados en la evaluación de riesgo con un enfoque ecológico que implica la identificación de peligros, el análisis y caracterización de riesgo y, finalmente, la gestión y comunicación de éste.

- **Guía de Evaluación de Riesgo (SEA, 2012).** Esta guía busca clarificar y entregar lineamientos sobre la pertinencia de presentar un EIA, específicamente sobre lo que respecta a la letra a) del artículo 11 de la Ley N° 19.300, referida al "Riesgo para la salud de la población, debido a la cantidad y calidad de efluentes, emisiones y residuos".

Las metodologías nacionales e internacionales resultan especialmente importantes cuando se trata de evaluar y gestionar la presencia de contaminantes en los drenajes mineros y su impacto en la calidad de suelos, sedimentos, aguas superficiales y subterrá-

19. Ministerio de Medio Ambiente y Fundación Chile, 2012.

neas, debido a que actualmente en nuestro país esto no se encuentra regulado en una normativa específica. Independiente de la metodología de evaluación de riesgo que se utilice, se debe buscar aumentar el nivel de detalle de información y análisis como un proceso continuo en el tiempo a través del desarrollo de estudios, investigaciones y monitoreos. Es así que el proceso debe estar orientado a pasar desde los impactos y riesgos supuestos, a los riesgos evaluados, y finalmente a los riesgos confirmados, pudiendo entenderse como:

- **Riesgo supuesto:** los impactos y riesgos de EQ han sido identificados de manera preliminar y en base a experiencia internacional, y no se encuentran respaldados por investigaciones técnicas en la faena misma.
- **Riesgo evaluado:** los riesgos de EQ han sido identificados y evaluados mediante una evaluación sitio-específica e investigaciones técnicas.
- **Riesgo confirmado:** los riesgos de EQ han sido confirmados por estudios adicionales de especialistas y evaluaciones ambientales post-cierre.

En cuanto a los riesgos residuales que permanecerán posterior a la implementación de las medidas de prevención, control y tratamiento, se recomienda evaluar su factibilidad, eficiencia y desempeño, pasando nuevamente por un proceso continuo de profundización de la información, desde una evaluación basada en experiencias por su aplicación en otras faenas, a su evaluación basada en pruebas a nivel de laboratorio, hasta su comprobación a través de ensayos en terreno a partir de los cuales se pueda demostrar su éxito.

Finalmente, es de relevancia señalar que las evaluaciones de riesgo deben ser actualizadas continuamente debido a que las condiciones proyectadas pueden cambiar en respuesta a condiciones o cambios operacionales de la faena. Lo anterior también puede ocurrir si el nivel de riesgo considerado hoy como

aceptable puede no ser considerado aceptable en el futuro; hecho que toma especial relevancia para el cierre de faenas mineras, proceso en el que se deben planificar las medidas de prevención, control y tratamiento de los drenajes mineros con muchos años o incluso décadas de antelación.

4.4.1 Riesgos versus impactos

Como se ha indicado anteriormente, de acuerdo a la Ley que Regula el Cierre de Faenas e Instalaciones Mineras en Chile (Ley 20.551), el *riesgo* es una relación entre la probabilidad de ocurrencia de un hecho y la severidad de sus consecuencias. Por otro lado, conforme a la Ley 19.300 de Bases Generales del Medio Ambiente, el *impacto ambiental* se entenderá como la alteración del medio ambiente provocada directa o indirectamente por un proyecto o actividad en un área determinada.

En principio, a objeto de analizar los riesgos de una faena minera respecto de la EQ, se debe determinar el impacto sobre el medio ambiente y los riesgos que estos impactos revisten para la salud de las personas y/o el medio ambiente, como un elemento relevante de la evaluación de la consecuencia de un hecho sobre los bienes a proteger. Por lo tanto, integrando desde el punto de vista técnico los conceptos de riesgo e impacto de la regulación sectorial y ambiental, es posible plantear que el objeto de la gestión de cierre de una faena minera es el de controlar los riesgos que genera la actividad para prevenir y/o minimizar las alteraciones significativas sobre el medio ambiente, en especial sobre las personas y componentes ambientales como el aire, agua y suelo.

En este sentido, la tabla a continuación (Tabla 15) resume los principales impactos y riesgos asociados a la EQ, para la salud de las personas y el medio ambiente, para cada instalación minera considerada como fuente potencialmente generadora de DM.

Tabla 15. Riesgos e impactos asociados a la EQ en cada fuente potencialmente generadora de DM.

Instalación	Impactos	Riesgos
Botaderos	Alteración significativa de la calidad del agua subterránea producto de la infiltración de DM	<ul style="list-style-type: none"> • Afectación de la salud de las personas por el uso (agrícola, residencial, otros) del agua. • Afectación de especies y/o ecosistemas por el contacto con, y el uso del agua en lugares de afloramiento del mismo.
	Alteración significativa de la calidad del agua subterránea producto de la generación de DM a causa de lluvias o crecidas, o a causa de la interacción de cursos de agua superficial con la instalación	
	Alteración significativa de la calidad del agua superficial producto de la generación de DM a causa de lluvias o crecidas, o producto de la interacción de cursos superficiales con la instalación.	<ul style="list-style-type: none"> • Afectación de la salud de las personas por el uso (agrícola, residencial, recreacional, otros) del agua. • Afectación de especies y/o ecosistemas por el contacto con, y el uso del agua.
Depósitos de Relaves	Alteración significativa de la calidad del agua subterránea producto de la infiltración de DM	<ul style="list-style-type: none"> • Afectación de la salud de las personas por el uso (agrícola, residencial, otros) del agua. • Afectación de especies y/o ecosistemas por el contacto con, y el uso del agua en lugares de afloramiento del mismo.
	Alteración significativa de la calidad del agua superficial producto de la generación de DM	<ul style="list-style-type: none"> • Afectación de la salud de las personas por el uso (agrícola, residencial, recreacional, otros) del agua. • Afectación de especies y/o ecosistemas por el contacto con, y el uso del agua.
Depósitos de lixiviación	Alteración significativa de la calidad del agua subterránea producto de la generación de DM a causa de lluvias o crecidas.	<ul style="list-style-type: none"> • Afectación de la salud de las personas por el uso (agrícola, residencial, otros) del agua. • Afectación de especies y/o ecosistemas por el contacto con y el uso del agua en lugares de afloramiento del mismo.
	Alteración significativa de la calidad del agua superficial producto de la generación de DM a causa de lluvias o crecidas.	<ul style="list-style-type: none"> • Afectación de la salud de las personas por el uso (agrícola, residencial, recreacional, otros) del agua. • Afectación de especies y/o ecosistemas por el contacto con y el uso del agua.
Mina a Rajo Abierto	Alteración significativa de la calidad del agua del pit lake	<ul style="list-style-type: none"> • Afectación de la salud de las personas por el uso (agrícola, residencial, recreacional, otros) del agua. • Afectación de especies y/o ecosistemas por el contacto con, y el uso del agua.
	Alteración significativa de la calidad del agua subterránea producto de la infiltración de DM	<ul style="list-style-type: none"> • Afectación de la salud de las personas por el uso (agrícola, residencial, otros) del agua. • Afectación de especies y/o ecosistemas por el contacto con, y el uso del agua en lugares de afloramiento del mismo.
Mina Subterránea	Alteración significativa de la calidad del agua subterránea producto de la infiltración de DM	<ul style="list-style-type: none"> • Afectación de la salud de las personas por el uso (agrícola, residencial, otros) del agua. • Afectación de especies y/o ecosistemas por el contacto con, y el uso del agua en lugares de afloramiento del mismo.

Fuente: Elaboración Propia.

4.4.2 Consideraciones finales²⁰

Si bien hoy se ha incorporado la evaluación de riesgos en el proceso de planificación de cierre de una faena minera, esta evaluación todavía está centrada en la salud, la seguridad y el medio ambiente. Sin embargo, a nivel internacional se está avanzando hacia una evaluación más amplia que toma en cuenta los riesgos e impactos socio-económicos del cierre sobre la comunidad en general, así como otros riesgos tales como técnicos o geológicos, impulsada por el mercado o los riesgos que surgen como consecuencia de un cambio de la regulación. Este concepto permite incluir el cierre en el proceso de toma de decisión del negocio propiamente tal, en lugar de ser un proceso de riesgo ambiental independiente. Planes de cierre basados en aspectos netamente ambientales pueden, por lo tanto, ser inadecuados para abordar el conjunto de los riesgos para el negocio asociado al cierre de la faena. Además, las oportunidades para la mejora de los valores sociales y ambientales a un costo económico apropiado deben ser investigadas. Metodologías tradicionales de evaluación de riesgos no funcionan bien en la identificación de oportunidades, ya que se centran en los aspectos negativos y sólo aspiran a mitigar un impacto, en lugar de tomar la oportunidad de mejorar, y producir un beneficio que va más allá de un impacto cero (por ejemplo, mejorar la biodiversidad de un área). La evaluación de oportunidades comprende típicamente la generación de un registro de ideas. Estas ideas son entonces calificadas para dar prioridad a los que tienen una relación de costo-beneficio adecuado. Los stakeholders externos a menudo pueden agregar valor en las sesiones de generación de ideas.

Como se ha mencionado anteriormente, la integración de la planificación del cierre en el ciclo de vida minero es hoy recomendada a nivel internacional. El Consejo Internacional de Minería y Metales (ICMM) considera que deben ocurrir dos tipos de integración:

- La integración de las consideraciones ambientales y sociales en el enfoque de cierre, es decir, los riesgos y las oportunidades sociales y ambientales se debe incorporar en la planificación del cierre.
- La integración de consideraciones de cierre en una planificación del ciclo de vida y procesos de ingeniería (es decir, las consideraciones de cierre deben tenerse en cuenta en las decisiones de inversión y operación).

Para que la planificación de cierre integrada tenga éxito es necesario contar con planes de cierre actualizados, claramente vinculados a los procesos de planificación del negocio y que tengan responsabilidades asignadas para la ejecución de las acciones descritas en el plan.

4.5 Evaluación de la Estabilidad Química en el Ciclo de Vida de una Faena Minera

Idealmente, la evaluación de la EQ se debiera hacer previa a la disposición final de los materiales en las instalaciones consideradas como potencialmente generadoras de DM. Sin embargo, en muchos casos esta evaluación se realiza en proyectos en operación, y la determinación del potencial generador de DM se realiza en la misma fuente. Como se ha mencionado anteriormente, las etapas que completan la evaluación se deben realizar a lo largo de todo el ciclo de vida de un proyecto, según se observa en la Figura 8. Cuanto más completo sea el análisis de los datos obtenidos en las etapas de descripción y predicción, más realista será la estimación y la determinación de la posible generación de DM, facilitando la toma de decisiones necesaria para otras etapas del PEQ y consiguiendo un cumplimiento eficaz de la legislación en referencia a la EQ de las instalaciones mineras al momento del cese de la actividad.

El grado de incertidumbre disminuye a lo largo del ciclo de vida de la faena según aumenta el conocimiento de los procesos involucrados, además cada una de las etapas se debe analizar, revisar, modificar y/o completar si fuera necesario como control de calidad y mejora continua.

A continuación se detallan las etapas de la evaluación de la EQ desde la exploración inicial hasta el desmantelamiento y cierre del proyecto.

20. Basado en: Risk Management System For Sustainable Mine Closure and Completion, Peter Elliott, Donna Pershke, URS Australia Pty Ltd

Tabla 16. Fases de la evaluación de la EQ para proyectos que implementen un Programa de Estabilidad Química (PEQ) en todo el ciclo de vida de una faena minera.

EVALUACIÓN de la ESTABILIDAD QUÍMICA			
ETAPA de la FAENA	Objetivos	Desarrollo	Fases
Exploración inicial	Recopilar, analizar y sistematizar la información y datos de referencia existentes.	Sistematización de antecedentes (datos históricos, informes geológicos, sondeos y análisis de muestras sólidas/líquidas preexistentes, fotografías aéreas, teledetección, etc.).	FASE 0 Antecedentes
	Detectar analogías.	Comparación entre proyectos análogos (usar con cautela).	
	Determinar los objetivos generales para la evaluación de la EQ.	Objetivos generales de las etapas de descripción, predicción y evaluación de riesgos, en función de las necesidades del proyecto.	
	Etapa de descripción/caracterización: descripción inicial del entorno.	Descripción inicial del entorno (Reconocimiento en terreno: búsqueda de indicadores in situ y descripción preliminar del material).	
Exploración avanzada (Investigación detallada del lugar)	Determinar los objetivos específicos para la evaluación de la EQ.	En función de la etapa de evaluación y de las necesidades del Proyecto.	FASE 1 Caracterización Geoquímica Inicial del material que formará parte de una fuente potencialmente generadora de DM
	Etapa de descripción/caracterización: descripción detallada del entorno.	Descripción detallada del entorno (apoyo de la línea base o apoyo a la construcción de la línea base), (reconocimiento en terreno).	
	Incorporar nueva información	Datos de informes geológicos nuevos, sondeos, análisis mineralógicos, etc.	
	Iniciar la planificación de las futuras instalaciones mineras (fuentes potencialmente generadoras de DM).	Inicio de la localización, descripción y posibles impactos de las futuras instalaciones.	
	Etapa de predicción: diseño de una campaña de test predictivos preliminares sobre el material que formará parte de una fuente potencialmente generadora.	Determinación de fases minerales, test estáticos de laboratorio de materiales de exploración, sondajes, etc. y técnicas instrumentales.	
	Establecer y ejecutar el programa de muestreo para la campaña predictiva inicial.	Implementación del programa de muestreo por el personal calificado.	
	Etapa de predicción: implementar la campaña predictiva inicial.	Determinación de fases minerales, test estáticos de laboratorio de materiales de exploración, sondajes, etc. y técnicas instrumentales.	
Interpretación inicial del potencial generador de DM del material que formará parte de una fuente generadora			

MONITOREO (Fase continua)

Fuente: Modificado de INAP, 2012.

Tabla 16. (Continuación) Fases de la evaluación de la EQ para proyectos que implementen un Programa de Estabilidad Química (PEQ) en todo el ciclo de vida de una faena minera.

EVALUACIÓN de la ESTABILIDAD QUÍMICA			
ETAPA de la FAENA	Objetivos	Desarrollo	Fases
Planificación, Estudios de Factibilidad y Diseño	Incorporar nueva información.	Modelo de bloques, estudios hidrogeológicos, etc.	FASE 2 Caracterización Geoquímica Detallada
	Verificar la planificación de las futuras instalaciones.	Analizar, completar y/o modificar la información previa.	
	Etapa de predicción: diseñar un programa de predicción detallado sobre el material que formará parte de una fuente potencialmente generadora.	El personal calificado valorará la necesidad de realizar nuevas acciones en la etapa de predicción (Análisis Mineralógicos, Test Estáticos, Test Cinéticos de Campo y Laboratorio).	
	Establecer y ejecutar el programa de muestreo para la caracterización detallada sobre el material que formará parte de una fuente potencialmente generadora.	Implementación del programa de muestreo por el personal calificado.	
	Implementación del programa de predicción detallado sobre el material que formará parte de una fuente potencialmente generadora.	Implementación de los Análisis Mineralógicos, Test Estáticos, Test Cinéticos de Campo y de Laboratorio.	
	Interpretar los datos.	Tratamiento de todos los datos generados.	
Construcción y Operación de DM El material se dispone en las fuentes potencialmente generadoras	Etapa de descripción y predicción: diseñar y ejecutar un plan de caracterización y predicción inicial sobre el material que forma parte de una fuente potencialmente generadora.	Análisis de la información existente, determinación de fases minerales, test estáticos de laboratorio de materiales de exploración, sondajes, etc. y técnicas instrumentales.	FASE 3 Modelación
		El personal calificado valorará la necesidad de realizar nuevas acciones en la etapa de predicción (Análisis Mineralógicos, Test Estáticos, Test Cinéticos de Campo y Laboratorio).	
	Continuar con la ejecución del plan de descripción/ caracterización detallado sobre el material que formará parte de una fuente potencialmente generadora	Implementación de los Análisis Mineralógicos, Test Estáticos, Test Cinéticos de Campo y de Laboratorio.	
	El material se dispone en las fuentes potencialmente generadoras de DM	Tratamiento de todos los datos generados.	
	Evaluar criterios	Interrelación con las etapas para ASEGURAR la EQ.	
	Seleccionar modelo (o modelos)	Será determinado por el personal cualificado.	
	Ejecutar, calibrar y validar el modelo (o los modelos)	Simulación de procesos claves.	
	Realizar la Evaluación de Riesgo Ambiental	Evaluación los riesgos a las personas y/o medio ambiente para determinar los impactos asociados a la actividad.	
Interpretación final para determinar si se produce o no DM en las fuentes potencialmente generadoras y estimar su potencial impacto.			

Fuente: Modificado de INAP, 2012.

Tabla 16. (Continuación) Fases de la evaluación de la EQ para proyectos que implementen un Programa de Estabilidad Química (PEQ) en todo el ciclo de vida de una faena minera.

EVALUACIÓN de la ESTABILIDAD QUÍMICA			
ETAPA de la FAENA	Objetivos	Desarrollo	Fases
Desmantelamiento y Cierre / Post-Cierre	Interpretar los datos generados a lo largo de todo el ciclo de vida	El personal calificado debe realizar la interpretación de todos los datos generados en todas las fases de Plan para la toma de decisiones en el desmantelamiento y cierre del proyecto.	FASE 5 Monitoreo MONITOREO (Fase continua)
	Diseñar un plan de monitoreo post-cierre	Será diseñado por el personal calificado	
	Implementar y desarrollar el plan de monitoreo post-cierre	Será implementado y diseñado por el personal calificado	
	Evaluación de resultados	Evaluación de la efectividad e idoneidad del proceso de caracterización y del plan de monitoreo post-cierre	

Fuente: Modificado de INAP, 2012.

5

HERRAMIENTAS Y CRITERIOS PARA ASEGURAR LA ESTABILIDAD QUÍMICA

Este capítulo presenta las herramientas y los criterios dirigidos a asegurar la Estabilidad Química (EQ) de las fuentes potencialmente generadoras de Drenaje Minero (DM), con la finalidad de alcanzar su estabilidad en el momento de cierre y de minimizar los riesgos que el desarrollo de la actividad minera supone para la salud de las personas y/o el medio ambiente.

En este sentido, entenderemos por **asegurar** la EQ de las instalaciones de una faena minera a todas aquellas medidas de gestión cuyos objetivos van dirigidos a:

- Prevenir la generación de DM, evitando y/o limitado la interacción entre los distintos factores involucrados en el proceso generador (Etapa de Prevención).
- Controlar el proceso de formación del drenaje en la propia fuente, limitando su generación (Etapa de Control).
- Tratar el propio DM, modificando la calidad final del efluente (Etapa de Tratamiento).

Estos objetivos responden a dos tipos de estrategias de gestión, preventiva y reactiva. Por un lado, las técnicas de prevención se deben desarrollar antes de que se produzca el drenaje, por lo que se consideran parte de una estrategia preventiva (**proactiva**), mientras que las técnicas de control y tratamiento responden a una estrategia **reactiva**, es decir, son una acción directa una vez producido el drenaje.

En la selección de la tecnología más adecuada, es imprescindible considerar las particularidades sitio-específicas de cada instalación involucrada (tipo y características de la fuente, geoquímica del material, potencial para producir DM, estado de alteración y oxidación, etc.) [Véase Apartado 4.2.3. *Identificación y caracterización de las fuentes potencialmente generadoras de drenaje minero*], las condiciones del medio (clima, altitud, etc.) [Véase Apartado 4.2.2. *Descripción del medio físico*], y además, los riesgos significativos

asociados [Véase Apartado 4.4. *Evaluación de Riesgo Ambiental*]. Otras consideraciones que pueden determinar la aplicabilidad y efectividad de las medidas son la disponibilidad de insumos, los costos, el período de tiempo de aplicación, las medidas necesarias para su desarrollo y mantenimiento, o los criterios de calidad del efluente de descarga.

En su mayoría, las medidas de prevención, control y tratamiento son tecnologías complejas, que están en permanente proceso de desarrollo, y que incluyen desde pruebas de laboratorio hasta su implementación en terreno, donde se requiere una participación multidisciplinaria de expertos. La variedad de opciones es siempre más amplia en las etapas tempranas del ciclo de vida de una instalación. Asimismo, es frecuente que estas tecnologías se combinen buscando de este modo resultados positivos en la gestión de la EQ de las instalaciones involucradas.

La idoneidad en la selección de estas medidas, así como su efectividad, se determinará en función del grado de cumplimiento de los objetivos establecidos, a través del **monitoreo**. De este modo, el monitoreo también se considera una etapa que asegura la EQ en la gestión de las instalaciones en cuestión (Etapa de Monitoreo) [Véase Capítulo 6. *Monitoreo y Muestreo en la Gestión de la Estabilidad Química*]. Su desarrollo supone el seguimiento de todos los parámetros involucrados en el Programa de Estabilidad Química (PEQ), de forma tal de verificar la efectividad de las medidas propuestas e implementadas, además de los supuestos en los que se ha basado su gestión. El monitoreo es una etapa que influye directamente en la toma de decisiones en la gestión integral del DM.

La siguiente figura (Figura 19) relaciona cada una de las etapas orientadas a asegurar la EQ con sus objetivos y el momento en el que se aplican en referencia a la generación de DM.

En resumen, las técnicas de prevención, control, tratamiento y monitoreo, constituyen, para efectos de la presente Guía, las *Etapas de prevención, control, tratamiento y monitoreo*, del Programa de Estabilidad Química (PEQ) (Véase Capítulo 3. *Gestión de la*

Estabilidad Química), que se destacan en la siguiente figura (Figura 19), y que se definen de manera específica en los siguientes apartados. Cabe destacar que la Etapa de Monitoreo se presenta en el siguiente Capítulo de la Guía.



Figura 19. Clasificación de las etapas para asegurar la EQ.
Fuente: Elaboración Propia

Adicionalmente, como se observa en la Figura 20, luego de las etapas de control y tratamiento, se debe realizar una **Evaluación de Riesgos Residual**, es decir, la evaluación de aquellos riesgos que perma-

nerán posteriormente a la implementación de las medidas de prevención, control y tratamiento, y que deben ser continuamente evaluados y monitoreados.

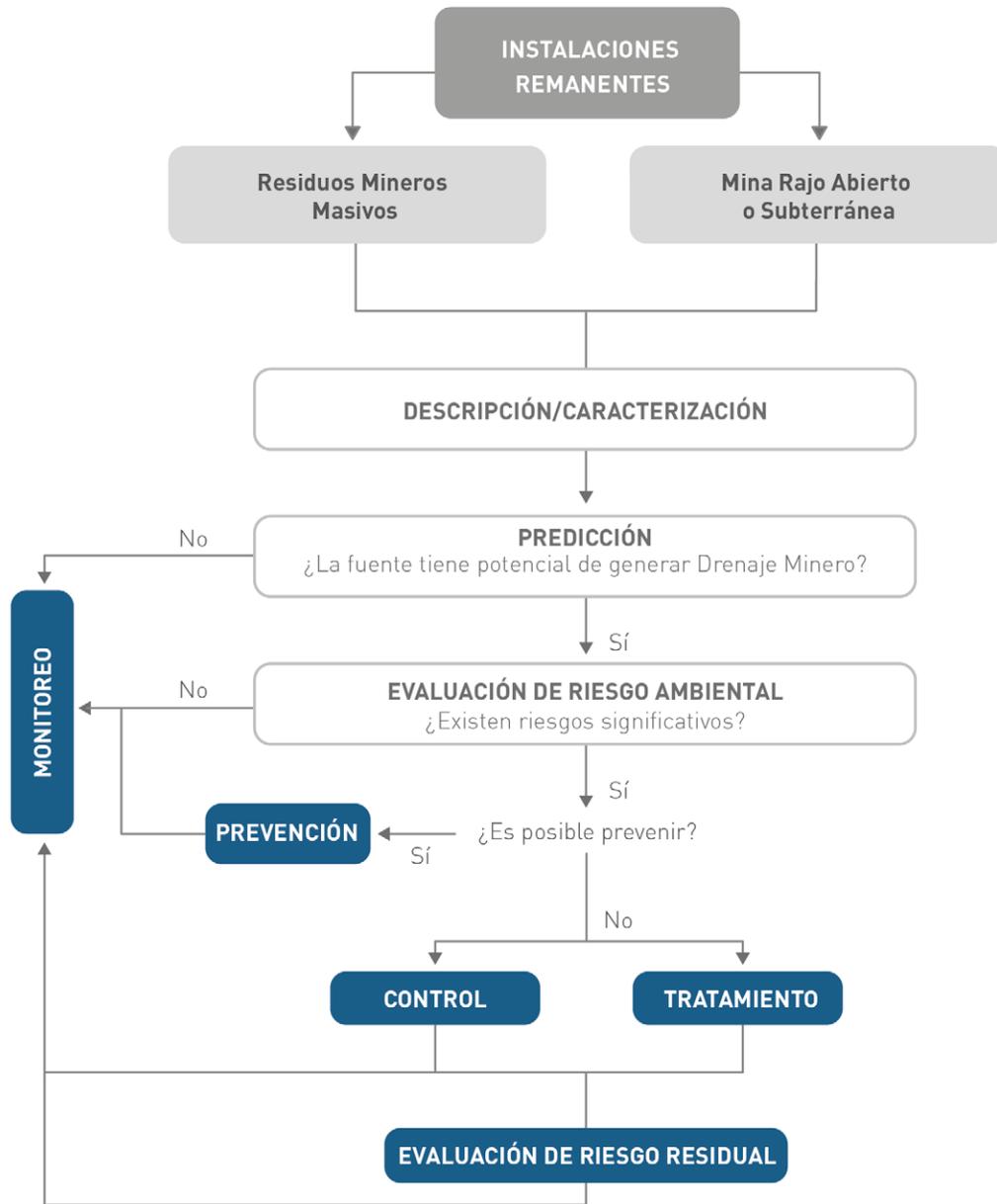


Figura 20. Etapas para asegurar la EQ en el Programa de Estabilidad Química (PEQ).
Fuente: Elaboración Propia.

5.2 Etapas de Prevención y Control del Drenaje Minero

Como se ha definido anteriormente, la prevención del DM y/o la lixiviación de metales es una estrategia proactiva, que busca evitar que se genere un efluente con calidad tal que suponga un riesgo significativo para las personas y/o el medio ambiente. La etapa de control, por su parte, busca minimizar o controlar su generación, siguiendo una estrategia reactiva mediante la gestión del drenaje en la propia instalación. A pesar de esta diferencia, ambas etapas suponen el manejo de uno o varios de los factores involucrados en el proceso generador del drenaje, influyendo una en la otra. Es decir, las estrategias y/o medidas de prevención también contribuyen al control del efluente una vez producido y, a la inversa, las estrategias y/o medidas de control del DM, también contribuyen a evitar que éste se genere.

De este modo, ambas etapas se hacen efectivas a través de los siguientes objetivos (modificado de INAP, 2012):

- Gestionar el material con capacidad de reacción de manera directa.
- Minimizar y/o impedir el contacto con agua (evitando la infiltración).
- Minimizar y/o impedir la difusión de gases, especialmente el contacto con el oxígeno.

- Inhibir la actividad bacteriana involucrada en el proceso de generación de DM.

Las consideraciones en la selección y evaluación de las alternativas para la prevención y/o control del DM requieren de una definición clara de los objetivos y propósitos de la implementación de la medida. La aplicabilidad de ciertas alternativas depende de las condiciones específicas de cada instalación, así como de las características naturales de su entorno y específicamente de las condiciones climáticas.

Considerando lo anterior, es recomendable que el proceso de selección, análisis, verificación y mejora de estas alternativas, se realicen durante todo el ciclo de vida de una faena, guiando la toma de decisiones en base a información cada vez más detallada y tomando en consideración todos los cambios que pueden ocurrir durante la vida útil de la instalación, así como de la propia faena. En este mismo sentido, se recomienda priorizar una estrategia basada en métodos científicos y objetivos, pero a su vez, lo suficientemente flexible para realizar cambios en función de la información y análisis que se obtenga y realice durante todo el proceso.

La figura a continuación (Figura 21) presenta esquemáticamente el proceso de selección y evaluación de alternativas para la prevención y control del DM de acuerdo a las consideraciones antes detalladas.

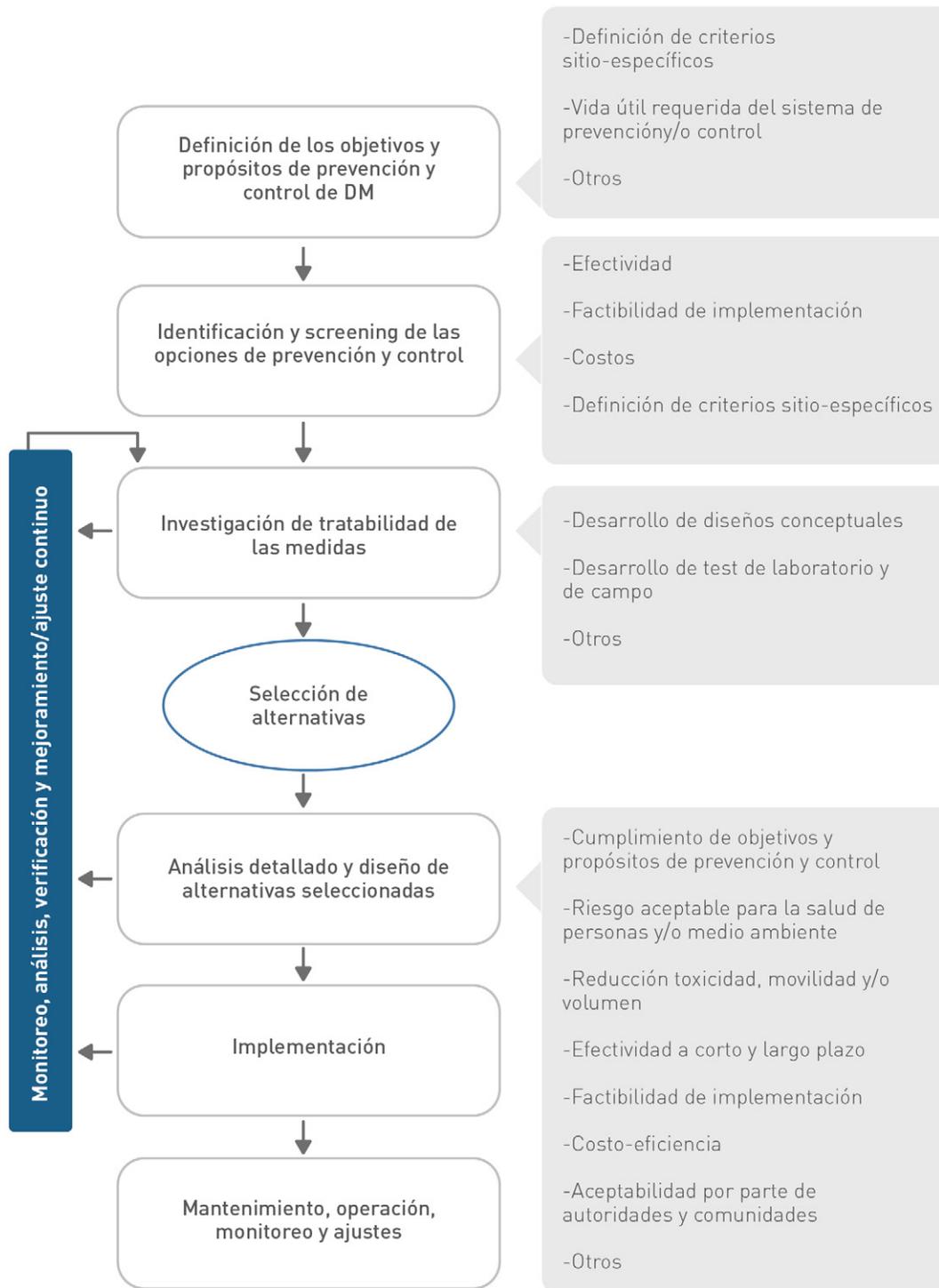


Figura 21. Consideraciones para la selección y evaluación de alternativas en la prevención y/o control del DM.
Fuente: Elaboración Propia.

5.2.1 Clasificación de las estrategias y medidas de prevención y/o control

En esta Guía se presenta en un listado único, un total de 13 estrategias y/o medidas de prevención y control de DM (Tabla 17), cuya implementación asegura la EQ en la propia instalación. Las consideraciones que se han tenido en cuenta para su clasificación son las siguientes:

1. Objetivos generales de las mismas.
2. Clasificación en relación a su consideración en el mercado.

Convencional: metodología mundialmente conocida y ampliamente instalada (C).

No convencional: metodología innovadora con algunas implementaciones existentes en el mundo (NC).

Emergente: tecnología con un desarrollo a nivel piloto (E).

3. Tipo de metodología: prevención (P) o control (C).

4. Tipo de instalación: principal instalación donde se pueden aplicar las estrategias y medidas.

Es importante hacer énfasis en que la aplicabilidad de las estrategias y medidas de prevención y control es función de las condiciones sitio-específicas de cada una de las instalaciones donde se prevé su aplicación y que además las experiencias internacionales contribuyen al desarrollo continuo de las mismas.

Tabla 17. Estrategias y/o medidas de prevención y/o control del DM.

Objetivo	Estrategia / Medida		Convencional No convencion. Emergente	Prevención	Control	Tipo de fuente				
						Botadero	Relaves	Depósito de lixiviación	Rajo/ Mina Subt.	
Gestión del material con capacidad de reacción (Manejo estratégico)	1. Minería secundaria <i>Secondary mining</i>		E		*	◇	◇	◇	◇	
	2. Manejo de material <i>Material handling</i>	2.1 Planificación de la explotación/Minería selectiva <i>Mine planning/selective mining</i>	C	*					◇	
		2.2 Manejo selectivo <i>Selective handling</i>	C/E	*		◇	◇	◇		
		2.3 Mezcla de materiales <i>Blending and Layering (material mixing)</i>	Enmiendas alcalinas <i>Alkaline amendments</i>	C	*	*	◇	◇		◇
	3. Microencapsulación/Pasivación <i>Microencapsulation/Passivation</i>	NC		*	*	◇	◇		◇	
	4. Prevención/Control Microbiológico <i>Prevention/Control at Microbial Level</i>		E	*	*	◇	◇	(◇)	◇	
	5. Gestión de relaves <i>Tailing management</i>	5.1 Relaves deshidratados <i>Dewatering of tailings</i>	Relaves espesados <i>Thickened tailings</i>	C	*			◇		
			Relaves filtrados <i>Filtered Tailings</i>	C	*			◇		
			Relaves en pasta <i>Paste Tailings</i>	C	*			◇		
		5.2 Desulfuración <i>Desulfurization</i>		NC	*			◇		
5.3 Drenaje de relaves <i>Drained tailings</i>		NC	*	*		◇				

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 17. (Continuación) Estrategias y/o medidas de prevención y/o control del DM.

Objetivo	Estrategia / Medida		Convencional No convenc. Emergente	Prevención	Control	Tipo de fuente					
						Botadero	Relaves	Depósito de lixiviación	Rajo/ Mina Subt.		
Gestión del agua y/o de la aireación	6. Control del nivel de agua <i>Dewatering</i>		C	*	*	{Ø}			◇		
	7. Desvío cursos de agua <i>Diversion/Streamflow regulation</i>		C	*		◇	◇	◇	◇		
	8. Barreras ingenieriles <i>Artificial material</i>	8.1 Sellos <i>Seals</i>	C	*					◇		
		8.2 Liners <i>Liners</i>	C	*		◇	◇	◇			
	9. Cubiertas <i>Covers</i>	Material natural <i>(Natural material)</i>	9.1 Cubiertas de suelo <i>Soil covers</i>	Cubiertas de evaporación/evapotranspiración <i>Evaporation/evapotranspiration cover</i>		C	*		◇	◇	◇
				Cubiertas repelentes de agua <i>Water covers</i>		C	*		◇	◇	◇
			9.2 Cubiertas de agua		NC	*			◇		
		9.3 Cubiertas de materia orgánica		NC	*			◇	◇		
		Tecnológicas <i>Technological</i>		9.4 Cubiertas electroquímicas	NC	*	*		◇	◇	◇
	Otros	10. Establecimiento de plantas <i>Plant establishment</i>		C	*	*		◇	◇	◇	
11. Facilitar la atenuación natural <i>Encouragement of natural attenuation</i>		E		*		◇	◇		◇		
[*] 12. Co-disposición de botaderos y relaves <i>Co-disposal in waste dumps and TSF</i>		NC	*	*		◇	◇				
13. Disposición submarina de relaves <i>Co-disposal in waste dumps and TSF</i>		NC	*				◇				

(*) Actualmente, prohibida bajo legislación chilena.

Fuente: Elaboración Propia.

El grupo de medidas de prevención y/o control que se clasifican como "Otros" en la Tabla 17, corresponden, por una parte, a medidas que por sí mismas no constituyen una medida de prevención y/o control propiamente dicha (p. ej. Establecimiento de vegetación, Atenuación natural) y, por otra parte, a medidas que

si bien se han aplicado a nivel internacional, corresponden a medidas no permitidas en Chile bajo la normativa actual (Co-disposición de botaderos y relaves) o bien son objeto de una amplia controversia social y científica (Disposición submarina de relaves).

1

Minería secundaria *(Secondary mining)*

Objetivo	Manejo estratégico del material con capacidad de reacción
Clasificación	Emergente
Tipo de metodología	Control
Tipo de fuente	Botaderos, depósitos de relaves, depósitos de lixiviación, mina a rajo abierto y subterránea

Las fluctuaciones de las leyes de corte y precios de mercado asociados a la extracción mineral pueden hacer que una instalación vuelva a entrar al proceso operacional. Así, esta medida en sentido estricto supone la remoción del material depositado en botaderos, depósitos de relaves y depósitos de lixiviación, o la reactivación de la operación en rajos y minas subterráneas. La minería secundaria se considera como una medida de control en la generación de DM.

Asimismo, hay que considerar que la minería secundaria puede ser muy interesante para la gestión de faenas abandonadas o paralizadas cuya revalorización puede suponer una solución a su gestión y en específico a la gestión de la EQ en este tipo de instalaciones.

Para tomar la decisión respecto del reúso del material o la reactivación de las operaciones en el marco de la minería secundaria se deben comparar los gastos asociados a tal circunstancia. En ocasiones, los beneficios derivados de la minería secundaria financian las medidas de control o tratamiento del efluente generado en estas instalaciones (Padep, 1998).

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 28, 37, 65 y 83.

2

Manejo del material con capacidad de reacción (Material handling)

Medidas: planificación de la explotación/minería selectiva; manejo selectivo; mezcla de materiales (Enmiendas alcalinas)

2.1 Planificación de la explotación /minería selectiva (Mine planning/selective mining)

Objetivo	Manejo estratégico del material con capacidad de reacción
Clasificación	Convencional
Tipo de metodología	Prevención
Tipo de fuente	Mina a rajo abierto y mina subterránea

Como se ha visto en esta Guía, la gestión de la EQ se debe realizar desde las fases más tempranas del ciclo de vida de una faena, de tal modo que se deben incluir estrategias y medidas de prevención como parte integral en las etapas de exploración y planificación minera. En este sentido, en rajos y minas subterráneas se puede explotar de manera selectiva el material, estableciendo un orden de explotación y coordinando posteriormente su depósito, por ejemplo, en

un botadero. Esta práctica requiere del compromiso de todo el equipo, tanto del personal de operación y planificación de la faena, como de los profesionales del área de sustentabilidad, incorporando la gestión de la EQ en el modelo económico del proyecto desde el inicio del ciclo de vida de la faena minera.

Como apoyo en la toma de decisiones para la selección de esta medida se debe considerar el uso de diferentes modelos (Figura 22), incluyendo también modelos geometalúrgicos que integren otros aspectos ambientales de referencia en la gestión de la EQ, como pudiera ser el contenido en pirita (FeS_2), que permiten clasificar los diferentes tipos de materiales y que ayudan a predecir los potenciales cambios en referencia a la generación de DM y lixiviación de metales. La clasificación de los diferentes materiales debe ser constantemente revisada y considerada en las diferentes actualizaciones del plan minero.

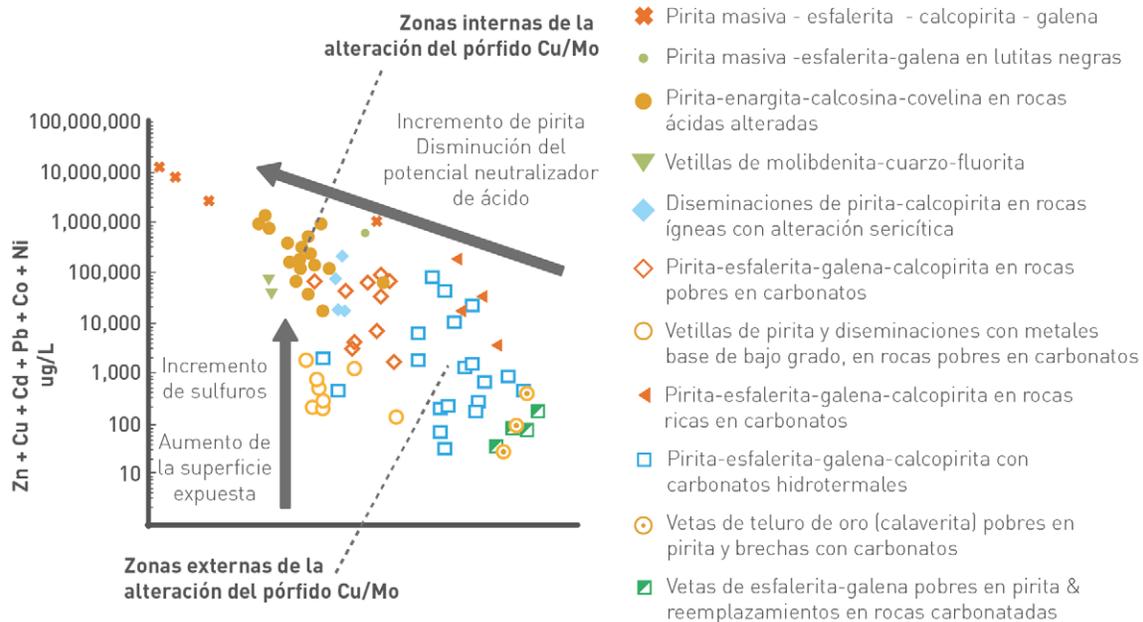


Figura 22. Potenciales concentraciones de metales en función del pH para varios tipos de depósitos.
Fuente: Modificado de Plumlee *et al.*, 1999.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 72 y 84.

2.2 Manejo selectivo (*Selective handling*)

Objetivo	Manejo estratégico del material con capacidad de reacción
Clasificación	Convencional/Emergente
Tipo de metodología	Prevención
Tipo de fuente	Botaderos, depósitos de relaves, depósitos de lixiviación

El diseño y, por ende, la gestión de las instalaciones potencialmente generadoras de DM necesita de un enfoque sistemático y progresivo, desarrollando modelos de ingeniería innovadores. En este sentido, el *manejo selectivo* del material, haciendo una separación del mismo previo a su depósito supone un manejo estratégico, que será tanto o más efectivo si se aplica desde las etapas tempranas de su gestión. A priori, esta manipulación reduce los futuros costos asociados al tratamiento del efluente generado.

Partiendo del estudio detallado, principalmente de las características geológicas y geoquímicas del material que se va a depositar en la instalación (Véase Apartado 4.2.3 *Identificación y caracterización de las fuentes potencialmente generadoras de drenaje minero*), se deben definir unidades discretas (Véase *Glosario*), agrupando aquellas que tengan comportamientos semejantes o definiendo subunidades dentro de las mismas; de tal manera que se tenga una clasificación

de unidades, que permita la identificación de aquellas consideradas como críticas, planificando la manera más conveniente para su depósito. En la siguiente figura (Figura 23) se ilustra cómo el hecho de clasificar los materiales en función de su capacidad para generar DM permite tomar decisiones respecto de su depósito. En este caso los materiales "benignos" (o NAF²¹) encapsulan a aquellos con capacidad de reaccionar y generar DM (materiales PAF²²).

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 6, 21, 36, 91 y 96.

2.3 Mezcla de materiales (*Blending and layering*)

En general, la finalidad de la mezcla de materiales es el consumo de la acidez y la precipitación de los metales disueltos (MEND, 1998), mediante la mezcla en sentido estricto (*blending*) o formando un bandeo de capas sucesivas (*layering*) de material potencialmente generador de ácido (PAF) y el considerado como consumidor o no formador de ácido (NAF).

Para la mezcla de materiales se deben considerar muchos aspectos, por ejemplo, el tamaño del material, el flujo hidráulico y tiempo de residencia estimado del agua y efluente en el interior de la instalación, o las precipitaciones esperadas en el sector, entre otros. En definitiva, es necesario contar con la mayor cantidad de información posible, así como valerse de los resultados obtenidos en ensayos realizados a distintas escalas, entre las que se incluyen pruebas

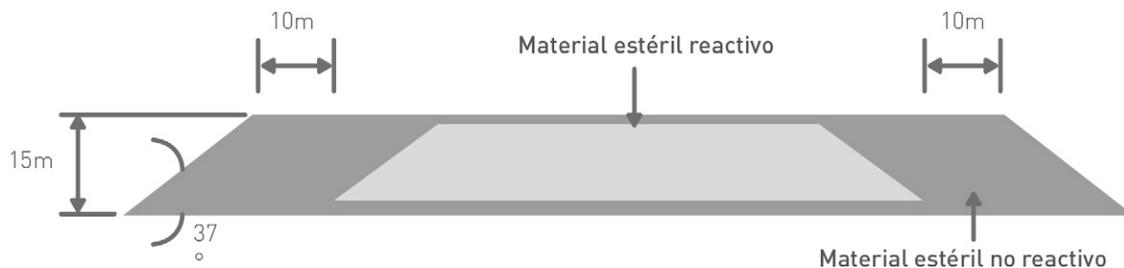


Figura 23. Encapsulación del material reactivo, tras una definición de unidades discretas.

Fuente: Modificado de Topal *et al.*, 2009, Williams *et al.*, 2006.

21. Conocido por sus siglas en inglés como NAF – Non Acid Forming.

22. Conocido por sus siglas en inglés como PAF – Potential Acid Forming.

previas de laboratorio, evaluando el comportamiento del material bajo diferentes escenarios posibles. En base a toda esta información se debe determinar si los materiales provendrán de la propia faena o si por el contrario tendrán otra procedencia, seleccionar el tipo de mezcla más adecuado, así como la proporción y el grado de la mezcla. En este tipo de medidas, se incluyen las enmiendas alcalinas.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
 Referencias 4, 55, 57 y 63.

• **Enmiendas alcalinas** (*Alkaline amendments*)

Objetivo	Manejo estratégico del material con capacidad de reacción
Clasificación	Convencional
Tipo de metodología	Prevención, control
Tipo de fuente	Botaderos, depósitos de relaves, mina a rajo abierto (Pit lake)

Las *enmiendas alcalinas* consisten en la adición de materiales NAF en botaderos y depósitos de relaves para controlar su carga de acidez. Si bien existen algunos estudios en relación al uso de enmiendas alcalinas como relleno de rajos, su duración en el largo plazo todavía no ha sido probada (Alakangas *et al.*, 2013).

Los materiales más comunes usados como enmiendas son:

- **Piedra caliza (CaCO₃):** se estima que tiene una eficacia de neutralización entre un 75 y 100% (Skousen *et al.*, 2000), pudiendo elevar el pH de un sistema hasta valores aproximadamente de 8,3. Las ventajas más importantes son el manejo sencillo y seguro, y normalmente, la alta disponibilidad y bajo costo. Por el contrario, hay que considerar que la piedra caliza no tiene propiedades de cementación por lo que no se recomienda su uso como una barrera, asimismo tiene una solubilidad limitada y es frecuente que su eficacia se vea alterada debido a precipitados de hierro sobre su superficie.
- **Cal (CaO, Ca(OH)₂):** este material puede elevar el pH por encima de 8,3, pero son enmiendas bastante caras.
- **Hidróxido de sodio (NaOH):** material de alta solubilidad, cuya eficacia disminuye rápidamente. Su costo es elevado.

Otros materiales, aunque menos comunes, son los **fosfatos**, como el apatito Ca₅(PO₄)₃(F,Cl,(OH)), que son altamente reactivos, y se combinan con el hierro para formar compuestos de fosfato de hierro insolubles; y las **cenizas volantes**, subproductos de la combustión del carbón (CCBs²³), que se consideran una alternativa a las enmiendas naturales y juegan una papel de neutralización en dos sentidos: (i) en el corto plazo, las cenizas elevan el pH precipitando oxi-hidróxidos de hierro coloidal, que encapsulan a los granos de pirita (FeS₂) inhibiendo su oxidación y, (ii) en el largo plazo, contribuyen a la formación de *hardpan* o capa de cementación (*Véase Glosario*) en la interfase entre las cenizas y la pirita (FeS₂), mediante la precipitación de minerales secundarios como el yeso [CaSO₄·2H₂O] o el aragonito (CaCO₃) (Sahoo *et al.*, 2013; Pérez-López *et al.*, 2007b). Además, es frecuente que se adicionen otros materiales que contribuyan a este proceso, como por ejemplo la puzolana, que produce un gel de silicato de calcio que precipita en la superficie de los granos de pirita (FeS₂) (Palamo *et al.*, 2007). Las cenizas volantes son materiales de bajo costo ya que son un subproducto, cuya disponibilidad depende de la localización de las plantas de carbón. No se recomienda su uso junto a material carbonatado por problemas de pasivación asociada, y se debe considerar su contenido en elementos traza (por lo general P, B, Cu, Zn, Mn, Mo y Se), dado que estos pueden lixiviar y constituir un nuevo foco de contaminación.

Existen también algunas experiencias con los **subproductos de la refinación de alúmina** (Al₂O₃). Estos residuos de bauxitas (“barro rojo”) compuestos principalmente por óxidos, silicatos y carbonatos, tienen altas concentraciones de Na⁺, OH⁻, CO₃²⁻ y Al(OH)₄⁻ que le dan un carácter altamente alcalino (pH 10-12,5). Además, el barro rojo se caracteriza por tener una superficie de reacción alta (13-22 m²g⁻¹) y un alto contenido en óxidos de hierro (25-40%) y aluminio (15-20%), que favorecen el crecimiento de minerales secundarios (Lindsay, 1979) (*Véase Apartado 2.1.3. Formación de minerales secundarios*).

Las *enmiendas alcalinas* se disponen como líquido, solución o suspensión; mezcla (*blending*) donde los materiales NAF se mezclan con los materiales PAF; capas (*layering*) donde los materiales NAF se distribuyen en capas entre los materiales PAF; o encapsulación (*encapsulation*) donde los materiales NAF encapsulan a los materiales PAF (*Cubiertas productoras de alcalinidad*). Las ventajas y limitaciones de cada una de ellas se muestran en la siguiente tabla (Tabla 18).

23. CCBs, por sus siglas en inglés. Coal Combustion.

Tabla 18. Ventajas y limitaciones del tipo de depósito de las enmiendas alcalinas.

	VENTAJAS	LIMITACIONES
Líquido, solución o suspensión	<ul style="list-style-type: none"> • Excelente control inicial de pH • Alta versatilidad que permite el tratamiento en puntos localizados • Altamente probado 	<ul style="list-style-type: none"> • Consumo del material alcalino con el paso del tiempo • Pueden ser fácilmente lavados de la instalación • Costo y disponibilidad de reactivos • Tamaño de las partículas y la liberación de la alcalinidad • Elevado esfuerzo para su mezcla
Mezcla	<ul style="list-style-type: none"> • Excelente control de pH • Altamente probado 	<ul style="list-style-type: none"> • Costos asociados a realizar la mezcla de materiales • Disponibilidad de los materiales
Capas	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil de implementar y administrar 	<ul style="list-style-type: none"> • Existencia de flujos preferenciales que hacen difícil que se produzca la mezcla entre los materiales PAF y NAF
Encapsulación o cubierta	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil de implementar y administrar • Versátil y permite un tratamiento localizado 	<ul style="list-style-type: none"> • Costo y disponibilidad de material • Tiempo y tasa de liberación de la alcalinidad • Consumo del material alcalino por el pH neutro del agua de lluvia

Fuente: Modificado de INAP, 2012.

La complejidad del uso de enmiendas viene determinada principalmente por dos razones, la primera es determinar la proporción de alcalinidad necesaria para neutralizar la acidez, es decir, determinar la cantidad de material alcalino que asegura la eficiencia de la enmienda. Esta complejidad responde a las características sitio-específicas de cada una de las instalaciones de una faena minera, y queda implícita en la literatura. Por ejemplo, en el caso de la caliza y de material carbonatado en general, Smith *et al.* (1994) y Sobek *et al.* (1978), determinaron que para neutralizar la acidez potencial de 1000 toneladas de material con contenido pirítico al 1% de azufre, se necesitarían 31,25 toneladas de piedra caliza pura. Posteriormente, Caravotta *et al.*, (1990) sugirieron que esta tasa no era suficiente y que debería duplicarse.

La segunda complejidad es el grado de mezcla entre materiales. Idealmente, el material utilizado como enmienda se debería mezclar completamente, asegurando que llegue a todos los puntos de potencial oxidación de la instalación. Aún asegurando la amplia distribución del material, la neutralización es alta-

mente variable ya que la velocidad de disolución de las enmiendas en general es lenta lo que, sumado a la existencia de potenciales vías preferenciales de circulación del agua, hacen que en la práctica puedan quedar grandes cantidades de material alcalino aisladas. En este sentido, el uso de enmiendas durante el traslado o depósito del material, es más eficaz que si se aplican, a posteriori, como solución, suspensión o lodo, e incluso en capas.

El uso de estas *enmiendas* como cubiertas productoras de alcalinidad, se considera por muchos autores como un tratamiento pasivo de DM (*Véase Apartado 5.3.2. Tratamientos pasivos*) que permite la liberación de la alcalinidad a través de la infiltración del agua de lluvia.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 3, 13, 18, 23, 24, 35, 49, 66, 67, 70, 75, 76, 77, 79, 85, 86, 87, 89, 90 y 92.

3

Microencapsulación/Pasivación (Microencapsulation/Passivation)

Medidas: revestimientos inorgánicos; revestimientos orgánicos.

Objetivo	Manejo estratégico del material con capacidad de reacción
Clasificación	No convencional
Tipo de metodología	Prevención, control
Tipo de fuente	Botaderos, depósitos de relaves, mina a rajo abierto y subterránea

La *microencapsulación* o *pasivación* consiste en crear un revestimiento (capa) inertes obre la superficie de los sulfuros con capacidad de producir DM, mediante la adición de productos químicos inorgánicos u orgánicos, que inhiben su oxidación, limitando la disponibilidad de oxígeno y de hierro férrico en la superficie, además de favorecer esta condición en el tiempo. Su efectividad ha sido probada principalmente a pequeña escala en laboratorio, siendo limitados los estudios directamente en campo, por lo que se considera como un método relativamente nuevo.

Tipo de revestimiento

• Revestimientos inorgánicos:

- **Sal de fosfato de hidrógeno de potasio (KH_2PO_4):** el método pone en contacto los sulfuros con la sal KH_2PO_4 , una solución buffer y un oxidante como el H_2O_2 generando precipitados de fosfato de hierro (FePO_4 ó $\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) que cubren la pirita (FeS_2). Esta capa es estable sólo a $\text{pH} > 4$ (Evangelou, 2001), por lo que se hace necesario un monitoreo que asegure estas condiciones en el tiempo. Por otro lado, la presencia de fosfatos puede favorecer el crecimiento microbiano y la eutrofización del agua que entra en

contacto en la instalación. La mayoría de las pruebas con resultados óptimos, en este método de *pasivación*, se han obtenido en laboratorio.

- **Sílice (SiO_2):** este método fue patentado por Evangelou en 1996 y consiste en la reacción de una solución de sílice soluble, un buffer y un oxidante como el H_2O_2 en bajas concentraciones, con los oxi-hidróxidos de hierro produciendo, en primer lugar, una capa de hidróxido de hierro ($\text{Fe}(\text{OH})_3$), seguido de una capa de sílice que se adsorbe a la capa de hidróxidos, y polimeriza formando la capa externa de este revestimiento. Sin duda este método es ventajoso, ya que tiene alta durabilidad y no requiere de un monitoreo permanente (Evangelou, 1996) y, además, la sílice es un compuesto muy común, fácilmente disponible y de bajo costo.

- **Permanganato de potasio (KMnO_4):** este método requiere de un enjuague preliminar con una solución alcalina de $\text{pH} > 12$, para posteriormente aplicar el KMnO_4 y óxido de magnesio, creando como resultado una capa inerte de óxido de manganeso y hierro, inhibiendo de este modo la oxidación y posterior generación de DM. Este recubrimiento es eficaz pero se deben asegurar rangos elevados de pH para que

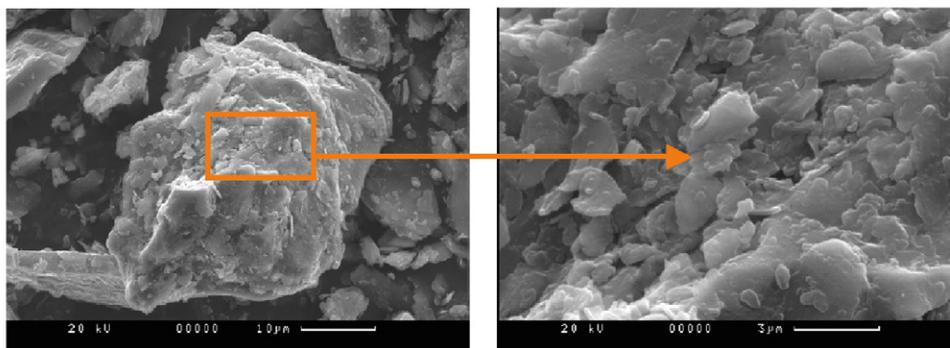


Figura 24. Imagen de SEM - Scanning Electron Microscope- mostrando la microencapsulación en la pirita (FeS_2). Fuente: Miller *et al.*, 2009.

sea estable. Se considera resistente a los ácidos y es menos tóxico que otros revestimientos.

• **Revestimientos orgánicos:**

Son varios los productos orgánicos que se usan en la pasivación de la oxidación de los sulfuros, siguiendo el mismo principio de la microencapsulación inorgánica, es decir, creando una capa que reduce su acti-

vidad. En la siguiente tabla (Tabla 19) se enumeran algunos de los revestimientos orgánicos que se utilizan actualmente.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
 Referencias 8, 10, 20, 25, 26, 27, 39, 52 y 81

Tabla 19. Revestimientos orgánicos utilizados para la pasivación de sulfuros.

Ácidos húmicos (Humic Acid)	Presentan una alta afinidad por las superficies de óxido, reduciendo la actividad electroquímica de la pirita (FeS ₂), aunque no es efectivo en ambientes muy ácidos ya que es insoluble a pH<2. Se considera un agente de pasivación económico.
Lípidos (Lipids)	Los lípidos generan una barrera hidrófoba que inhibe la oxidación. Se consideran efectivos en condiciones ácidas y tiempos prolongados, además de barato y seguro ambientalmente.
Polietileno-poliamida (Polyethylene polyamines)	Este revestimiento funciona como buffer, generando características reductoras. Debido a su toxicidad no se recomienda su uso en terreno.
Alcoxisilanos (Alkoxysilanes)	Los alcoxisilanos polimerizan al contacto con la humedad, formando un "xerogel" fuerte, estable y resistente (semejante a un aglutinante). Su uso todavía es reducido debido a los elevados costos de aplicación en el largo plazo, y se desconocen sus efectos en superficies a temperatura ambiente.
8 - Hidroquinolina (8-Hydroxyquinoline)	Se estima que su eficacia de encapsulación es mayor en aquellos depósitos de relaves donde no se ha iniciado la generación de ningún tipo de efluente. Se considera adecuado su uso en laboratorio. Es un compuesto tóxico para organismos acuáticos, por lo que no se considera apto para su uso en terreno.
Ácidos grasos (Fatty acids)	Puede generar una pirita (FeS ₂) altamente hidrofóbica. Su aplicación en terreno no es adecuada debido a su toxicidad y su elevado costo.
Ácido oxálico (Oxalic Acid)	Se considera que suprime la oxidación de la pirita (FeS ₂), reduciendo el potencial redox estándar Fe(III)/Fe(II) y formando un complejo. Sin embargo, su efectividad requiere de altas temperaturas (65° C), lo que restringe su aplicación. Asimismo, es considerado tóxico.
Na₂ - BDET (Disodium salt of 1, 3-benzenediamidoethanhiol)	Puede utilizarse para combinar los metales covalentes, formando enlaces covalentes Fe-BDET que inhiben la disolución de la pirita (FeS ₂). Su uso puede no ser apropiado en terreno debido a su elevado costo.
CME (Catecholcarrier-microencapsulation)	El CME es un agente soluble que forma TiO ₂ o Ti(OH) ₄ que en combinación con los iones de silicio forman complejos Si(cat) ₃ ²⁻ creando una delgada capa de óxidos e hidróxidos de silicio sobre la pirita (FeS ₂). Se considera adecuado en aplicaciones industriales que implican procesamiento de mineral.

Fuente: Modificado de Sahoo *et al.*, 2013.

4

Prevención y control microbiológico

(Prevention and control at microbial level)

Medidas: bactericidas; control microbiano sobre el proceso de oxidación de la pirita (FeS ₂).	
Objetivo	Control de bacterias
Clasificación	Emergente
Tipo de metodología	Prevención, control
Tipo de fuente	Botaderos, depósitos de relaves, depósitos de lixiviación, mina a rajo abierto y subterránea

El objetivo de esta medida es impedir la acción de las bacterias involucradas en el proceso de generación de DM (Véase Capítulo 2. Aspectos Generales del Drenaje Minero), a través del uso de bactericidas o favoreciendo el crecimiento de las bacterias sulfato-reductoras, como prevención y/o control de las bacterias responsables de la oxidación de la pirita (FeS₂). Normalmente se utilizan en conjunto con otras medidas de prevención/control de DM, mejorando los resultados esperados.

• Bactericidas

Los *bactericidas* utilizados como inhibidores bacterianos alteran la capa de grasa que protege a las bacterias a pH bajos, y/o interrumpen el contacto entre las bacterias y la superficie de los minerales (Sahoo *et al.*, 2013). Es frecuente su uso como una medida de control inmediata una vez detectado el DM, ya que se aplica fácilmente sobre el material. La inhibición bacteriana nunca debe ser considerada como una solución permanente, ya que estos bactericidas se descomponen con el paso del tiempo, lo que requiere de una nueva aplicación cada 3 o 6 meses. En este sentido, existen variedades comerciales de lenta liberación, que han sido utilizadas con éxito en algunos proyectos. Su efectividad es más alta en tanto que los sulfuros no están oxidados (Skousen *et al.*, 2000).

Los *bactericidas* que se utilizan con más frecuencia son los tensioactivos aniónicos, como el dodecilsulfato sódico (C₁₂H₂₅NaO₄S), el lauril éter sulfato sódico (SLES) o el sulfonato de alquilbenceno lineal (LAS), los ácidos orgánicos y los conservantes de alimentos. De todos ellos los más fiables son los primeros. Estos compuestos se aplican en estado de polvo, líquido o como pellets, en distintas etapas del ciclo de vida

de una fuente potencialmente generadora. Así por ejemplo, se puede pulverizar directamente sobre el material en las cintas transportadoras, adicionarlos al mismo tiempo que se construye la fuente (MEND, 2001a) o una vez que la fuente ya está formada, en forma líquida o como pellets. De todas las posibilidades, los que más se utilizan en la actualidad son los pellets, ya que presentan la ventaja de una liberación prolongada en el tiempo (se estima igual o superior a 7 años), frente a la forma líquida, más tradicional, fácilmente lavable.

• Control microbiano sobre el proceso de oxidación de la pirita (FeS₂)

El *control microbiano* sobre el proceso de oxidación de la pirita (FeS₂) consiste en la inhibición de las bacterias autótrofas oxidantes de hierro, que compiten por el oxígeno con bacterias heterótrofas (Jenkins, 2006). La adición de carbono proporciona la energía necesaria para facilitar el crecimiento de las bacterias heterótrofas sulfato-reductoras, transformando el entorno de condiciones oxidantes a condiciones reductoras, donde la reducción de hierro y sulfatos pasa a dominar el sistema. Si se aplican sustratos orgánicos, este rendimiento aumenta, ya que la tasa de crecimiento de las bacterias heterótrofas es más rápida. Este proceso, que produce ácido sulfhídrico (H₂S), también contribuye a la producción de alcalinidad y precipitación de metales.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 43, 59, 68, 82 y 85.

5

Gestión de relaves (Tailing management)

Medidas: relaves deshidratados; desulfuración de relaves; drenaje de relaves.

La gestión de los relaves procedentes de las plantas de concentración es una herramienta efectiva de prevención sobre su potencial para producir DM, de tal manera que las características físicas del propio relave no sólo influyen en su reactividad química a lo largo del tiempo, sino también condiciona el tipo de depósito, afectando incluso a los muros de contención de la instalación. A continuación se describen las medidas de la gestión de relaves.

5.1 Relaves deshidratados (Dewatering tailings)

Objetivo	Manejo estratégico del material con capacidad de reacción
Clasificación	Convencional
Tipo de metodología	Prevención
Tipo de fuente	Depósitos de relaves

Los *relaves espesados, filtrados y en pasta* son relaves que se dispone nen un estado deshidratado, a diferencia de los depósitos convencionales, cuya definición y principales características se describen en la Tabla 20. Estos tipos de depósitos cada vez están siendo más utilizados, debido a las mejoras en la tecnología necesaria, al mayor número de especialistas y conocimiento sobre su funcionamiento, a que los costos asociados cada vez son menores y/o al incremento de la escasez de agua en muchos lugares donde se desarrolla la actividad minera. Aunque inicialmente los gastos son más elevados que para depósitos convencionales, en el largo plazo estos tipos de depósitos son rentables, disminuyen el número de depósitos necesarios, y la cantidad de agua utilizada es significativamente menor (Franks *et al.*, 2011).



Figura 25. Apilamiento relaves deshidratados.
Fuente: Jon Engels – www.tailings.info

Son varias las ventajas asociadas a este tipo de depósitos. En primer lugar, se disminuye el volumen del depósito final, minimizando de ese modo su huella en el medio ambiente; se disminuye su potencial para producir DM porque hay menor cantidad de agua disponible, del mismo modo que se disminuye la permeabilidad del sustrato (mezcla viscosa), relacionada con la capacidad de infiltración de agua y la difusión del oxígeno desde la superficie; los riesgos de derrame serán menores; y se puede recuperar el agua y otros reactivos durante el proceso.

Este tipo de relaves se consideran adecuados para zonas áridas donde hay escasez del recurso hídrico, en áreas especialmente frías donde el manejo de agua es difícil en invierno, en zonas de alta sismicidad evitando los procesos de licuefacción que pueden suceder en un depósito de relaves convencional, y en faenas donde topográficamente no sea posible la instalación de la infraestructura de presa o tranque de relaves.

Tabla 20. Relaves espesados, filtrados y en pasta.

Relaves espesados (Thickened tailings)	
Según el DS 248/06 ²⁴ , un relave espesado es aquel depósito de relaves que antes de ser depositado, se somete a un proceso de sedimentación mediante espesadores, eliminándole una parte importante del agua que contienen. Como resultado se genera una mezcla viscosa de relave y agua, que no se segrega una vez depositado. Es frecuente la adición de floculantes que aceleran el proceso de aglomeración, y se debe considerar el porcentaje de partículas de arcillas, ya que pueden llegar a generar algún problema en el proceso de sedimentación.	Ampliar información <i>Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.</i> Referencias 2, 30, 53, 64, 74 y 80.

Fuente: Elaboración Propia.

24. Decreto Supremo 248/06, que aprueba el Reglamento para la aprobación de proyectos de diseño, construcción, operación y cierre de los depósitos de relaves.

Tabla 20. (Continuación) Relaves espesados, filtrados y en pasta.

Relaves filtrados <i>(Filtered tailings)</i>	
Según el DS 248/06, un relave filtrado es aquel depósito de relaves que antes de ser depositado, es sometido a un proceso de filtración, mediante equipos especiales de filtros, donde se asegure que la humedad final sea menor a un 20%. Por tanto, son relaves similares a los espesados, pero contienen menor cantidad de agua. Se genera lo que se conoce como "torta seca", quedando en un estado no saturado que permite la compactación óptima del material y su almacenamiento en una "pila seca" que no requiere de una presa de retención.	Ampliar información <i>Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.</i> Referencias 14, 15 y 73.
Relaves en pasta <i>(Paste tailings)</i>	
Según el DS 248/06, un relave en pasta es aquel depósito de relave que presenta una situación intermedia entre un relave espesado y el relave filtrado. Corresponde a una mezcla de relaves sólidos de abundantes partículas finas (<20 µm en una concentración en peso superior al 15%) y un bajo contenido de agua (entre un 10 y 25%), muy similar a una pulpa de alta densidad con consistencia coloidal. Su densidad va a depender del contenido en agua, de la forma y química de las partículas, así como del pH del sobrenadante. Se depositan de manera similar a los relaves filtrados, sin necesidad de compactación.	Ampliar información <i>Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.</i> Referencias 19, 29, 74 y 94.

Fuente: Elaboración Propia.

5.2 Desulfuración de relaves <i>(Desulfurization)</i>	
Objetivo	Manejo estratégico del material con capacidad de reacción- Gestión de relaves
Clasificación	No convencional
Tipo de metodología	Prevención
Tipo de fuente	Depósitos de relaves

La desulfuración o "despiritización", consiste en la separación selectiva mediante flotación de los sulfuros de un relave, generando por un lado un concentrado o pulpa de sulfuros de hierro y otros elementos y, por el otro, el relave cuyo contenido en pirita (FeS_2) sea lo suficientemente bajo como para no ser generador de DM, conocido como "relave despiritizado".

Este método supone una alternativa para las faenas en operación que pueden añadir un circuito de flotación al final del proceso, en comparación con los métodos convencionales, minimizando de manera importante el volumen de material con potencial para generar DM que se deposita en los depósitos de relaves. La siguiente figura (Figura 26) muestra un ejemplo de extracción de pirita (FeS_2) por flotación, su reprocesamiento y reutilización.

La pulpa con alto contenido en sulfuro se puede reprocesar para producir ácido sulfúrico, con utilidad en otros procesos hidrometalúrgicos como la lixiviación de metales en pilas. En general, esta pulpa no ocupa un gran volumen y se puede depositar en lugares localizados, como minas subterráneas. Por otro lado, el relave despiritizado, una vez verificado su

bajo potencial para generar DM, puede ser depositado en conjunto con los botaderos o utilizado como cubierta de otras instalaciones, participando de ese modo en la prevención de DM. En cualquiera de los casos, estos depósitos deben ser monitoreados continuamente, y a pesar de que existen experiencias a nivel internacional de su implementación, esta medida está condiona-

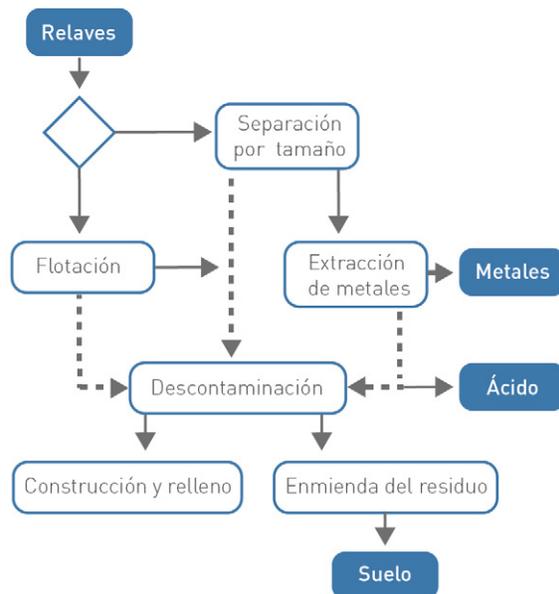


Figura 26. Diagrama de flujo de la desulfuración de un depósito de relaves, con separación de metales, ácido y residuo.

Fuente: Modificado de Struthers *et al.*, 1997.

da por la normativa chilena actual que no permite la co-disposición de botaderos y relaves (DS 132²⁵).

En la *desulfuración de relaves* el contenido de sulfuro es un aspecto crítico, ya que el proceso se vuelve más caro a medida que aumenta la recuperación del mismo. Actualmente, el desafío de esta medida está enfocado en resolver las interferencias que se pueden dar en el proceso de flotación, ya que el relave resulta de un tratamiento anterior, que implica diversas sustancias químicas e iones. Asimismo, existen investigaciones en relación a la participación de varios microorganismos en el proceso de flotación de pirita (FeS₂) bajo diferentes condiciones de pH (Kawatra and Eisele, 2001).

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
 Referencias 9, 16, 40, 44 y 88.

5.3 Drenaje de relaves (*Drained tailings*)

Esta medida, a diferencia del muro de los depósitos convencionales, incluye una presa permeable, conocida como "dique de arranque o muro de partida", y un sistema de drenes basales conectados a dicho muro, que recogen el agua contenida en los poros

del material. Este sistema hace que se produzca un drenaje en profundidad y no se genere una laguna de aguas claras en la superficie del depósito.

Con esta modificación, en un mismo volumen se puede depositar mayor cantidad de material y, además, el agua drenada puede reintroducirse en el sistema. La presa permeable supone ventajas en la seguridad del depósito, disminuyendo el riesgo de licuefacción debido a que el volumen de agua en el interior es considerablemente menor, y disminuyendo los riesgos asociados a la fallas del depósito (Pimenta de Ávila, 2011).

Su eficiencia es mayor en aquellos relaves granulares de alta permeabilidad, alcanzando una muy baja o nula presión de poro. Los depósitos de los relaves que drenan mediante este sistema pueden alcanzar pilas de alturas significativas.

Este sistema debe ser monitoreado a través del control de la presión de poro, ensayos de compactación o pruebas de licuefacción. Asimismo, se debe prestar atención al agua de precipitación que por infiltración pueden generar DM.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
 Referencias 71.

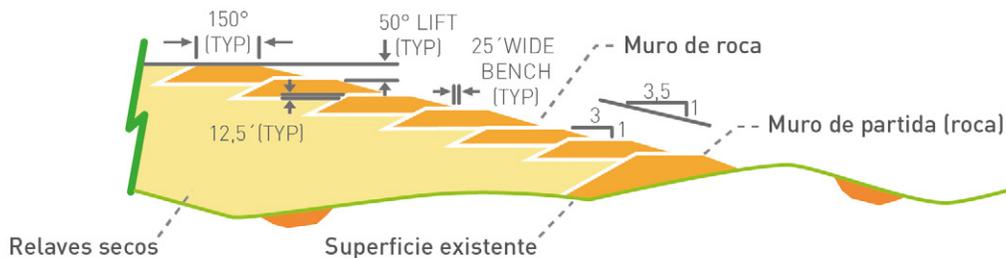


Figura 27. Sistema de drenaje del relave en el sur de Tucson, Arizona [Rosemont Copper Filter-Press Dry-Stack].
 Fuente: <http://technology.infomine.com/reviews/FilterPressedTailings/welcome.asp?view=full>

25. Decreto Supremo n° 132. Reglamento de Seguridad Minera.

6

Control del nivel de agua *(Dewatering)*

Objetivo	Gestión de agua
Clasificación	Convencional
Tipo de metodología	Prevención, control
Tipo de fuente	[Botaderos], mina a rajo abierto y subterránea

La depresión del nivel freático o piezométrico de los acuíferos es necesaria en aquellas operaciones en las que el agua subterránea intercede directamente sobre la viabilidad de la propia operación de la faena, pero también esta medida puede estar enfocada a la prevención y control del DM, evitando que el agua del subsuelo entre en contacto con el material potencialmente generador de DM.

En el caso de los rajos y minas subterráneas el problema con el agua del subsuelo se genera una vez que se finaliza la operación, ya que el nivel freático se recupera alcanzando su nivel de equilibrio y, por tanto, el agua entrará en contacto con el material potencialmente generador de DM. Para evitar tal circuns-

tancia, el control del nivel se debe hacer de manera permanente, aspecto a considerar en la planificación del Plan de Cierre de una faena minera, o se deberán aislar las paredes mediante un revestimiento, por ejemplo, mediante geotextiles. Es cierto que la recuperación de estos niveles ocurre en largos períodos de tiempo, sin embargo, se recomienda implementar un monitoreo continuo de las características hidroquímicas del agua.

Se considera que esta medida puede ser una alternativa aplicable en botaderos, ya que como se ha descrito en capítulos anteriores, estos funcionan como unidades hidrogeológicas independientes.

7

Desvío cursos de agua (*Diversion/Streamflow regulation*)

Objetivo	Gestión de agua
Clasificación	Convencional
Tipo de metodología	Prevención
Tipo de fuente	Botaderos, depósitos de relaves, depósitos de lixiviación, mina rajo abierto y subterránea

Esta medida de prevención tiene por objeto gestionar el agua superficial limitando su contacto con el material potencialmente generador de DM, mediante la desviación directa de un curso fluvial, o el uso de barreras o canales de contorno.

El desvío de cursos fluviales en muchas ocasiones es una opción viable desde el punto de vista económico, pero son muchos los aspectos que se deben considerar en su diseño, por lo que su implementación y gestión se debe realizar con cautela. El agua es un componente funcional clave de los ecosistemas, es un recurso de primera necesidad, y un bien recreacional-cultural para las poblaciones aledañas a la faena. En consecuencia, en el diseño de este tipo de infraestructuras se deben considerar:

- Aspectos hidráulicos e ingenieriles (desviación permanente o temporal, gestión de la energía del cauce, entre otros).
- Aspectos geomorfológicos e hidrológicos (cursos permanentes, intermitentes o efímeros, transporte de sedimentos, entre otros).
- Aspectos ecológicos (conectividad hidráulica, implicancia en la biodiversidad del sistema, entre otros).
- Aspectos sociales (necesidades de consumo, uso recreacional o cultural, entre otros).
- Gestión del impacto (minimización) aguas arriba y abajo del curso de agua.
- Estabilidad de la infraestructura en el largo plazo.
- Integración en el paisaje.
- Necesidades de mantenimiento y mejoras en el tiempo.

Por último, este método de prevención requiere de un monitoreo constante tanto del estado de la infraestructura como de la idoneidad de su ubicación.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 34.



Figura 28. Desviación de un río en el entorno de una faena minera (Australia).

Fuente: ABC Australian News.

8

Barreras ingenieriles - material artificial (Engineered barriers (Artificial material))

Objetivo	Limitar la percolación de agua y oxígeno	
Clasificación	Convencional	
Tipo de metodología	Prevención	
Tipo de fuente	Sellos	Mina a rajo abierto y subterránea
	Liners	Botaderos, depósitos de relaves, depósitos de lixiviación

El objetivo principal de las *barreras de ingeniería* es limitar la percolación del oxígeno y del agua como método de prevención del proceso generador de DM. Como consecuencia, se limita la oxidación de la pirita (FeS_2) y la generación de efluentes, así como la movilización de elementos contaminantes. Estas barreras se construyen con materiales artificiales, y cubren o encapsulan la instalación. La selección del tipo de barrera a utilizar así como su diseño depende del lugar donde se quiera instalar y de las características sitio-específicas de la instalación.

Principalmente, se describen dos tipos de barreras artificiales, *sellos* y *liners*.

8.1 Sellos (Seals)

Como se ha visto, los *sellos* son barreras impermeables que se aplican con el objetivo, por un lado, de limitar la circulación de gases (oxígeno) y, por el otro, la infiltración de agua, previniendo de este modo la reactividad del material y la generación de lixiviado en rajos y minas subterráneas. Si bien normalmente los *sellos* se construyen de material artificial, como el hormigón o material geotextil, se pueden enriquecer con materiales naturales como, por ejemplo, sustratos arcillosos. A veces, este enriquecimiento puede significar una desventaja, ya que se corre el riesgo de una alteración más o menos rápida en el tiempo.

Así por ejemplo, los *sellos* enriquecidos con bentonita de sodio sufren intercambio iónico con el agua de lluvia, que enriquecida en calcio penetra en la barrera, reduciendo el potencial de hinchamiento e incrementado la formación de agregados, que a la larga supone que la infiltración de agua y percolación de oxígeno aumenten drásticamente.

Los sellos se sitúan cubriendo las paredes de la explotación y, en el caso de que estas barreras se ubiquen en el fondo de la misma para aislar el material de la superficie del terreno donde se emplazan, se instalan además barreras recolectoras donde se bombea el efluente acumulado para su posterior tratamiento. Asimismo, pueden situarse de manera vertical a la dirección del flujo como solución en situaciones donde el efluente generado fluye aguas abajo.

En definitiva, los *sellos* suponen un encapsulamiento funcional desde el punto de vista hidrogeológico y, además son flexibles mecánicamente, característica que los hace más seguros respecto de los *liners* (Véase *Liners*), ya que permiten el flujo controlado a través de su sistema poroso.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 45.

8.2 Liners (Liners)

En el mercado existe una amplia gama de *liners* o de geotextiles, que supone la separación física (y química) del material potencialmente generador de DM con el medio. Normalmente estos revestimientos son materiales artificiales con diferentes diseños y espesores (HDPE²⁶, LDPE²⁷, entre otros), pero también existen aquellos que integran sustratos naturales, como por ejemplo bentonita, mejorando sus capacidades.

Los geotextiles pueden encapsular la totalidad de la instalación, pero es frecuente que se dispongan a modo de revestimiento de la superficie de botaderos, depósitos de relaves y rípios de lixiviación, para prevenir el contacto agua-material y oxígeno-material. Estas barreras se suelen combinar con otros tipos de medidas de prevención y control.

Uno de los aspectos críticos de su uso es la durabilidad o la funcionalidad garantizada con el paso del tiempo. De esta manera, se hace necesario un análisis de costo-eficiencia y costo-beneficio entre las diferentes posibilidades, incluyendo la consideración de diferentes parámetros que pueden afectar a su aplicabilidad, como el efecto sobre los geotextiles

de agentes externos, la consolidación del material subyacente, las fuerzas de tracción generadas, la seguridad de la instalación o la resistencia química al efluente generado, entre otros. Su estado se debe monitorear periódicamente.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 29, 55 y 56.



Figura 29. Liners (geotextil) en un depósito de relaves.
Fuente: Jon Engels – www.tailings.info

26. Por sus siglas en inglés, High Density Polyethylene

27. Por sus siglas en inglés, Low Density Polyethylene

9

Cubiertas o cobertores (Covers)

Las cubiertas o cobertores, se diferencian de las barreras ingenieriles en que están formadas a partir de material natural, con el objetivo de minimizar, evitar y/o derivar el flujo de agua y la percolación de oxígeno. Son varios los tipos de cubiertas que pueden utilizarse en la prevención de generación de DM. A continuación, un breve análisis de las más importantes.

• Cubiertas-Material natural (Cover strategies (Natural material))

9.1 Cubiertas de suelo (Soil covers)	
Objetivo	Minimizar, evitar y/o desviar el flujo de agua y oxígeno
Clasificación	Convencional
Tipo de metodología	Prevención
Tipo de fuente	Botaderos, depósitos de relaves, depósitos de lixiviación

Las cubiertas de suelo son estrategias muy utilizadas en la prevención del DM, ya que pueden ser construidas con materiales del entorno (origen local), y en su defecto, se construyen con sustratos importados o una mezcla de ambos. Este tipo de cubiertas deben cumplir con las siguientes premisas:

- Permitir la infiltración de la precipitación, minimizar o evitar el drenaje profundo del agua de infiltración.
- Tener capacidad de reconducir la escorrentía en circunstancias en que la intensidad de la precipitación exceda la tasa de infiltración.
- Resistir la erosión de la escorrentía superficial.
- Servir como sustrato para el crecimiento de plantas.
- Permitir el intercambio de gases (oxígeno).

El diseño final de este tipo de cubiertas depende de las condiciones hidrológicas y climatológicas del entorno donde se ubica la fuente potencialmente generadora de DM, por lo que su espesor es muy variable. Para optimizar su funcionalidad y eficacia, se requiere determinar un espesor óptimo para cada instalación y, en muchos casos, se combinan diferentes capas de materiales con diferentes propiedades, con el fin de poder cumplir con los requisitos mencionados.

En principio, se distinguen dos tipos: *Cubiertas de evaporación/evapotranspiración* y *cubiertas repelentes de agua*.

• Cubiertas de evaporación/evapotranspiración (Evaporation/evapotranspiration covers)

Las *cubiertas de evaporación/evapotranspiración*, también conocidas como cubiertas de almacenamiento y liberación (*Store-and-release cover*), amortiguan la precipitación y liberan el agua de vuelta a la atmósfera mediante procesos de evaporación o evapotranspiración si hay vegetación. Por tanto, tienen que ser diseñadas de tal manera que tengan la suficiente capacidad para retener el agua de infiltración.

La infiltración está directamente relacionada con la proporción de gravas, arenas, limos y arcillas, que determinan la textura de la cubierta. En general, cuanto mayor sea la proporción de materiales finos, mayor es la capacidad de retención de agua. Una vez que la capacidad de amortiguación por infiltración se supera dentro de la cubierta, cualquier entrada adicional de agua dará lugar a una migración más profunda del agua intersticial.

Todos los parámetros granulométricos e hidráulicos se determinan a través de pruebas de campo y de laboratorio (curva de retención de agua, conductividad hidráulica, etc.), y son fundamentales para la modelación de las instalaciones, previa a la evaluación y diseño de la funcionalidad de una cubierta. Por otro lado, es conveniente analizar y considerar la distribución estadística de los eventos de precipitación que incluyen los períodos sin lluvia, ya que uno de los aspectos clave en este tipo de cubiertas es que pase el tiempo suficiente para que después de un evento de lluvia se produzca la evaporación o evapotranspiración, dejando de ese modo los poros libres para el siguiente evento lluvioso.

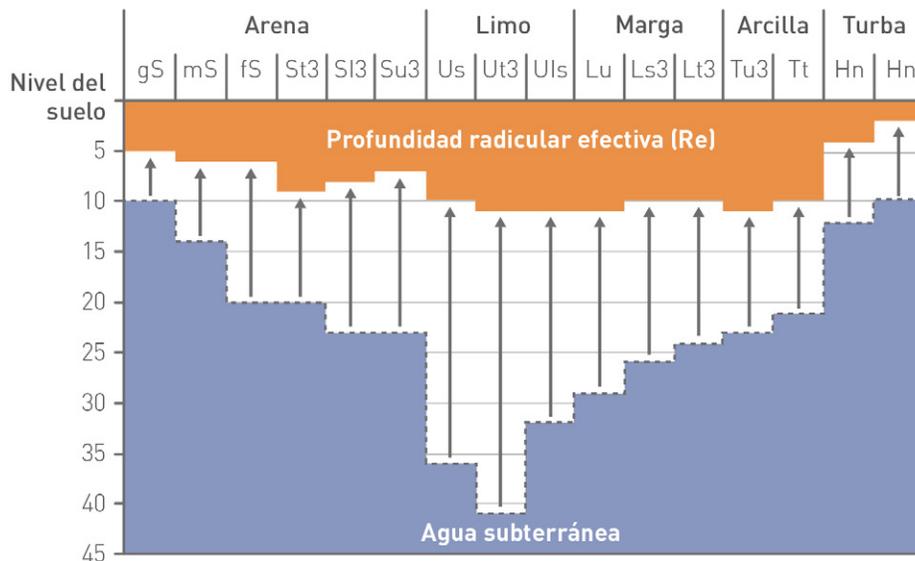
Cuanto mayor es la profundidad a la que se almacena el agua en la cubierta, mayor es la energía requerida para moverla hacia la superficie. Esta profundidad va a depender del tipo de material (textura) y de la distribución, tamaño y conectividad entre los poros (determinado por la curva de retención de agua). Asimismo, la profundidad hasta la que se produce evaporación está estrechamente vinculada con la altura que alcanza el agua por ascenso capilar por encima del nivel freático (Figura 30).

De manera general, el límite para poder transportar el agua hasta la superficie se sitúa alrededor de los

2 metros, aunque esta profundidad puede variar de una instalación a otra en función de la composición de la cubierta. Aquellas cubiertas que necesiten de una mayor profundidad de secado, técnicamente no serán factibles, ya que el agua no se evaporará en un tiempo razonable. Sólo en aquellas donde las raíces de las plantas superen la profundidad máxima de secado del suelo, se podrá extraer el agua en profundidad, por lo que en estos casos se debe valorar la

opción de una re-vegetación. El transporte de agua en forma de vapor de agua se considera en este caso despreciable.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
 Referencias 60 y 61.



(dm) ---- Nivel máximo de agua subterráneas = Re + incremento de la capilaridad 0,3 mm/d (pF4) en el límite inferior de Re.

Figura 30. Ascenso capilar del agua subterránea en función de la textura del suelo. Fuente: Modificado de Renger *et al.*, 2008.

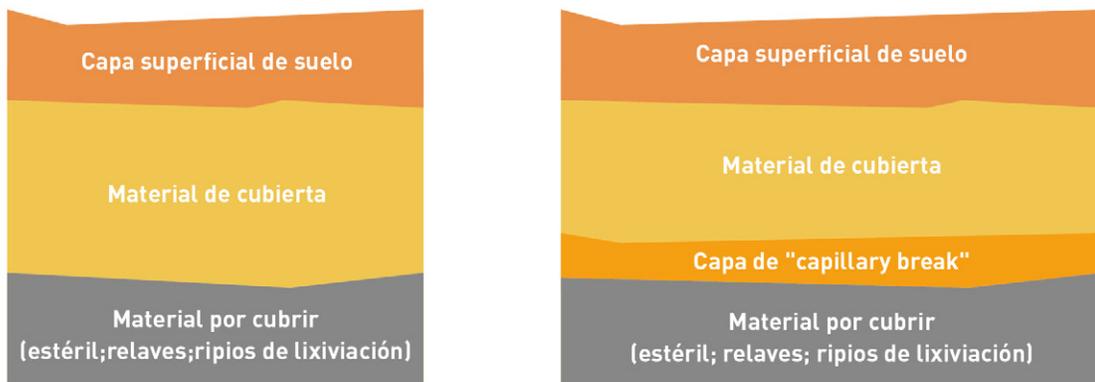


Figura 31. Esquema de una cubierta de evaporación/evapotranspiración. Fuente: Elaboración Propia.

• **Cubiertas repelentes de agua** (*Water shedding covers*)

En aquellos lugares donde la pluviometría es alta, y se supere la capacidad de amortiguamiento (capacidad buffer) de las cubiertas de evaporación/evapotranspiración, se deberá gestionar el agua infiltrada que escurre en profundidad. Esta agua se puede contener a través de una barrera hidráulica, que ralentice el flujo de agua, pero es frecuente que aún así el agua se infiltre. Las cubiertas repelentes de agua eliminan este exceso de agua en un tiempo corto después de un evento de lluvia. Se pueden implementar en la superficie o en el subsuelo y requieren de cierta inclinación para poder recuperar el agua (Figura 32).

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 33 y 60.

9.2	Cubiertas de agua (<i>Water covers</i>)
Objetivo	Minimizar , evitar y/o desviar el flujo de agua y oxígeno
Clasificación	No Convencional
Tipo de metodología	Prevención
Tipo de fuente	Depósitos de relaves

El propósito de una *cubierta de agua* es sumergir el material con capacidad de reacción, evitando su con-

tacto con la atmósfera, y por tanto su reacción química y potencial generación de DM. Tanto las reacciones de oxidación como el riesgo de movilización de contaminantes disminuye debido a que la tasa de difusión de oxígeno en el agua es muy baja, convirtiendo de este modo a este tipo de cubiertas en la más eficaz en el control de la tasa de oxidación de un depósito de relaves (Lottermoser, 2010).

En este tipo de cubiertas se debe mantener una cierta altura de la lámina de agua (se sugiere al menos de 2 m) para garantizar la mínima difusión de oxígeno y disminuir el impacto que la acción del viento puede causar en la distribución de los relaves (Figura 33).

Las *cubiertas de agua* requieren de una instalación de contención o bien el uso de depresiones/pozos, los cuales pueden ser producto del propio desarrollo de la actividad minera, rellenos de material y cubiertos por el agua. Asimismo, se requiere de una fuente confiable de suministro de agua, ya que es necesario mantener el estado de saturación de manera continua (infinita). De este mismo modo, también deben mantenerse las estructuras de construcción para garantizar las condiciones operacionales. Cualquier insuficiencia en el mantenimiento, avería o intervención que modifique la *cubierta de agua*, supone un alto riesgo para un rendimiento sostenido a largo plazo.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 50, 54 y 58.



Figura 32. Esquema de una cubierta repelente de agua.
Fuente: Elaboración Propia.

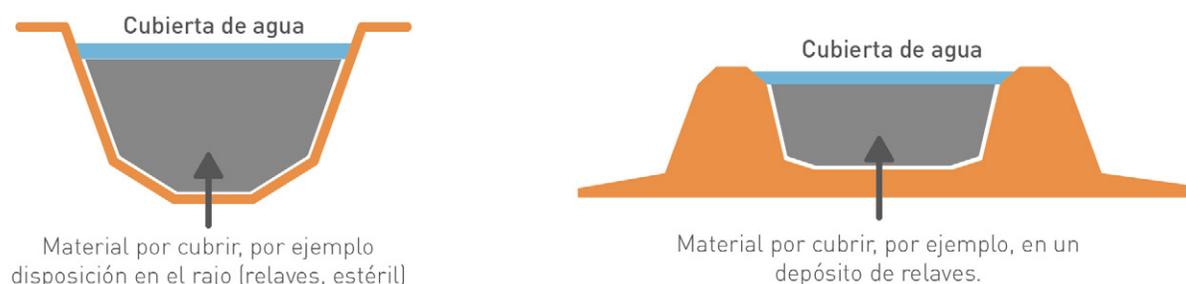


Figura 33. Esquema de una cubierta de agua.
Fuente: Elaboración Propia.

9.3	Cubiertas de materia orgánica (<i>Organic matter cover</i>)
Objetivo	Minimizar , evitar y/o desviar el flujo de agua y oxígeno
Clasificación	No convencional
Tipo de metodología	Prevención
Tipo de fuente	Botaderos, depósitos de relaves

El objetivo principal de este tipo de cubiertas es minimizar la disponibilidad de oxígeno en botaderos y depósitos de relaves, pero también se favorece la reducción de los sulfatos (catalizada por bacterias sulfato-reductoras), y/o la precipitación de metales en forma de sulfuros y/o oxihidróxidos.

La materia orgánica dispuesta en forma de capas se oxida de manera aeróbica en la parte alta de la cubierta y de manera anaeróbica en su parte baja. Como resultado, se genera un sistema cuyos rangos de pH varían desde la neutralidad hasta sistemas muy alcalinos, que se caracterizan por tener una alta capacidad de intercambio catiónico y una baja permeabilidad. De este modo la materia orgánica no sólo será una barrera física, sino también química, convirtiéndose en un factor limitante en la difusión de oxígeno en estos depósitos. Comúnmente se les denomina "trampas de oxígeno" (Peppas *et al.*, 2000).

La presencia de nutrientes permite a su vez el desarrollo de una cubierta vegetal (fitorremediación o fitoestabilización), que favorece las condiciones ya descritas, y además contribuye a la estabilidad física de la instalación, minimiza su erosión y genera un impacto visual positivo ya que puede mejorar la estética del entorno (Wong, 2003). En este sentido, es frecuente adicionar lodos de aguas residuales, que por sus características físicas tales como densidad

aparente, la capacidad de retención de agua, la porosidad y la estabilidad de los agregados, favorecen sustancialmente el desarrollo de la vegetación. En general, la fitoestabilización es un método rentable de restauración de zonas contaminadas, que supone la atenuación natural mediante la reducción de la biodisponibilidad de los metales tóxicos.

Estas cubiertas también presentan ciertas limitaciones que se deben considerar, partiendo de la base de que las interacciones mineral-suelo, en relación al DM, no se conocen bien. Por otro lado, la vegetación que crece en este tipo de cubiertas puede ser ingerido por animales del entorno de la fauna, pudiendo transferir los metales a lo largo de la cadena trófica, por lo que se recomienda el uso de plantas que tengan una baja tasa de acumulación de metales (Wong, 2003). Por último, la proliferación de patógenos puede verse favorecida en estas condiciones, hasta incluso generar un problema para la salud pública.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 22, 31, 32, 69 y 100.

• **Cubiertas-Tecnológicas** (*Technological covers*)

9.4	Cubiertas electroquímicas (<i>Electro-chemical cover</i>)
Objetivo	Minimizar , evitar y/o desviar el flujo de agua y oxígeno
Clasificación	No Convencional
Tipo de metodología	Prevención, control
Tipo de fuente	Botaderos, depósitos de relave, pilas de lixiviación

Las *cubiertas electroquímicas* son una opción de mejora en la eficiencia de las cubiertas de suelo, mediante la reducción del espesor de la cubierta. El principio de una cubierta electroquímica es la configuración de un elemento galvánico con un cátodo (es decir, malla de acero), un ánodo (por ejemplo, magnesio) y un electrolito (en este caso la mezcla de suelo en la cubierta) para la conductancia eléctrica. La intención de este tipo de cubierta es evitar la oxidación del material mediante la limitación de la infiltración y difusión de oxígeno.

El proceso electroquímico fundamental es la transferencia de electrones desde el ánodo al cátodo a tra-

vés de un circuito externo debido a la presencia del par galvánico establecido entre el cátodo y el ánodo. Los sulfuros pueden actuar como un cátodo en la celda electroquímica. En esta técnica la interfaz se polariza negativamente de modo que oxígeno disuelto se reduce (Sahoo *et al.*, 2013), y por tanto no queda disponible para la oxidación de los sulfuros.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 12 y 93.



Figura 34. Cubierta electroquímica en un depósito de relaves.
Fuente: Modificado de Brousseau *et al.*, 2000.

10

Establecimiento de vegetación

(Plant establishment)

Objetivo	Estabilización de contaminantes - Gestión de la superficie del terreno
Clasificación	Convencional
Tipo de metodología	Prevención, control
Tipo de fuente	Botaderos, depósitos de relaves, rípios de lixiviación

En aquellas faenas donde la vegetación sea parte del paisaje se debe restituir esta condición por varias razones. En primer lugar, la vegetación cumple un papel muy importante en un ecosistema, no sólo por formar parte del paisaje (componente estético), sino porque influye directamente en el balance hídrico, en la biodiversidad o en la estabilidad física del terreno. Asimismo, es una de las medidas más eficaces en el control de la erosión hídrica y eólica a la que se expone un suelo o material, dándole un valor añadido a la tierra y por ende a las comunidades donde se localiza. Con esta medida de rehabilitación se debe buscar una optimización de resultados, minimizando los riesgos de fracaso y las pérdidas de inversión (Huang *et al.*, 2012).

Por otro lado, se debe considerar el uso de la vegetación en las cubiertas, ya que su desarrollo tiene una relación directa con su rendimiento: afecta a la estructura del sustrato que condiciona la circulación de agua, favorece la evapotranspiración, favorece el ascenso del agua desde capas profundas y disminuye la cantidad de agua por una demanda propia de la misma. Pero también hay que considerar los posibles efectos negativos que un enraizamiento profundo puede llegar a producir en una cubierta, así como el incremento del flujo de agua en profundidad (Harder *et al.*, 2010).

La utilización de vegetación como prevención y control del DM tanto al ejercer un control directo de la disponibilidad de agua, como desde un punto de vista del valor paisajístico (restauración), se limita a aquellas zonas propicias para su desarrollo, por lo tanto en aquellas donde ésta posibilidad es escasa, esta medida tiene una aplicabilidad limitada (Arnold *et al.*, 2014).

El éxito de la revegetación pasa por la reconstrucción de la zona de raíz funcional, necesaria para el crecimiento vegetal, para lo cual se deben reunir una serie de condiciones adecuadas. Estas condiciones se resumen en:

- **Disponibilidad de material para el crecimiento vegetal.** El desarrollo de la vegetación requiere de un

suelo o un sustrato similar a la tierra, donde puedan crecer y desarrollarse las raíces (Huang *et al.*, 2012). Idealmente, este material debiera ser el suelo eliminado previamente en el acceso al recurso o en la construcción de las instalaciones, que una vez almacenado, se reutiliza para reconstruir el perfil inicial en un corto plazo, consiguiendo de este modo tener propiedades muy similares a las naturales. Pero esto no siempre se realiza por lo que se hace necesario abastecer el suelo bien con material ajeno a la faena o con el propio material que constituye la instalación potencialmente generadora de DM, con la problemática que esto puede llevar asociado (potencial liberación de componentes no deseados). En este caso es muy importante la caracterización mineralógica y geoquímica de los materiales que finalmente van a constituir el suelo donde se va a desarrollar la vegetación.

- **Condiciones físicas y mecánicas.** Se aplicarán medidas que favorezcan las propiedades funcionales del sustrato o suelo, que aseguren una buena estructura necesaria para la creación de un sistema de poros, la infiltración de agua, el desarrollo de raíces, la disminución de la erosión, el aumento de la capacidad de retención de agua o el incremento del intercambio de gases con la atmósfera. Estas medidas van desde una remoción mecánica del material que elimine el aplastamiento típico de una zona minera hasta la adición de materiales como la paja o astillas de madera que contribuyan a la creación de un ambiente adecuado para el desarrollo de la vegetación. Se deben controlar la capacidad de infiltración, la conductividad hidráulica, las características de retención de agua y la capacidad de penetración de las raíces, entre otros (Commonwealth of Australia, 2006).

- **Condiciones químicas.** Es necesario conocer la química del sustrato donde se va a desarrollar la vegetación. En función de su calidad se evaluarán, en el caso que sea necesario, su tratamiento (por ejemplo, adición de material alcalino en suelos ácidos) o la utilización de enmiendas (sustrato enriquecido con materia orgánica) que estimulen la actividad microbiana, la mineralización y el propio crecimiento de las plantas. Los análisis físico-químicos típicos deben incluir pH,

distribución de tamaño de partícula, macro y micro nutrientes, salinidad y alcalinidad, entre otros (Commonwealth of Australia, 2006).

- **Clima.** La vegetación es sensible a factores climáticos como la cantidad y distribución de la precipitación, la temperatura, la radiación solar y el viento, que en conjunto con las propias características del suelo, así como con la variación diaria de la temperatura, condicionan el desarrollo de la vegetación. Sin duda, la disponibilidad de agua es uno de los factores más condicionantes en el desarrollo de la vegetación,

especialmente en aquellas zonas donde sea un recurso escaso. Por otro lado, en los lugares de gran altitud donde la radiación solar es intensa y las condiciones ambientales son extremas, el crecimiento de las plantas puede ser limitado.

Ampliar información

*Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 5, 7, 38 y 41.*

11

Facilitar la atenuación natural (*Encouragement of natural attenuation*)

Objetivo	Limitar la reacción de minerales
Clasificación	Emergente
Tipo de metodología	Control
Tipo de fuente	Botaderos, depósitos de relaves, mina a rajo abierto, mina subterránea

La *atenuación natural* es un proceso de cementación, por precipitación de minerales secundarios, adsorción y sustitución de iones, que con frecuencia se da en las fuentes potencialmente generadoras de DM. Varios estudios han descrito la precipitación preferencial de estos minerales en capas, generando zonas de baja porosidad y baja permeabilidad.

Esta cementación sirve como barrera tanto hidráulica como en relación a la difusión de gases en el interior de la fuente, que si bien no detiene el proceso de generación de DM, en el largo plazo sí pueden desempeñar un papel crucial modificando su calidad y la cantidad producida. Las capas cementadas (*hardpan*) son zonas de atenuación de elementos contaminantes, ya que los minerales secundarios debido a su naturaleza amorfa o parcialmente cristalina, se consideran reactivos, generando zonas de acumulación de metales y modificando, por tanto, su movilidad.

La capacidad buffer de este proceso puede ser muy variable en el tiempo, y depende de variables tales como la capacidad de desorción, la solubilidad de las fases, la estabilidad bajo las condiciones cambiantes del pH o de la porosidad del material o capas suprayacentes, que determina el acceso a las diferentes fases.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 11, 47 y 56.



Figura 35. Hardpan o cementación en un botadero de escorias (Alemania).

Fuente: Fotografía gentileza de Andrea Kassahun.

12

Co-disposición de botaderos y relaves

(Co-disposal in waste dumps and tailings)

NOTA: esta medida está condicionada por la normativa chilena actual que no permite disponer ningún tipo de material en un botadero (DS 132²⁸).

Objetivo	Manejo estratégico del material con capacidad de reacción
Clasificación	No convencional
Tipo de metodología	Prevención, control
Tipo de fuente	Botaderos, depósitos de relaves

La co-disposición de botaderos y relaves consiste en la disposición conjunta del material potencialmente generador de ácido (PAF²⁹) de un botadero de estériles con el material no formador de ácido (NAF³⁰) de un relave (tras un proceso de desulfuración (*Véase Desulfuración de relaves*), limitando la infiltración y la oxidación del material PAF, manteniendo las condiciones de pH neutro e inhibiendo la generación de DMA (Maddocks *et al.*, 2009). Esta medida se apoya en distintos estudios que demuestran que la existencia de materiales gruesos y finos dentro de un botadero afecta el flujo de aire y de agua, con una demostrada influencia en la generación de efluentes y su calidad.

En general, la co-disposición puede hacerse en capas (*Layered co-disposal*), se pueden disponer los materiales en diferentes lugares dentro de la misma instalación (*Non - Layered co-disposal*), o puede ser una mezcla entre ellos, de tal manera que el relave rellene los huecos de la estructura interna del botadero (*Co-mingling*). En general, esta medida requiere de una atención especial sobre las características geotécnicas de la instalación, considerando aspectos

como la consolidación del material, la permeabilidad o el contenido de humedad (Leduc and Smith, 2003).

La mezcla de relaves en pasta con material estéril (botaderos) forma un nuevo material o pasta conocido como "paste rock", que se caracteriza por tener una baja conductividad hidráulica, alta capacidad de retención de agua, alta resistencia al corte y baja compresibilidad (Wilson *et al.*, 2009). Además, se caracteriza por tener una densidad más elevada que un depósito de relaves convencional o un botadero, reduciendo el volumen total final de residuo a disponer y el área superficial ocupada por el depósito. Esta mezcla puede almacenarse con una configuración similar a la de los botaderos, pero con la diferencia de que se minimiza la entrada de oxígeno y se mantienen las condiciones de saturación evitando de este modo la generación de DM.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 42, 46, 48, 51, 78, 95, 97, 98 y 99.

28. Decreto Supremo n° 132. Reglamento de Seguridad Minera.

29. Conocido por sus siglas en inglés como PAF – Potential Acid Forming.

30. Conocido por sus siglas en inglés como NAF – Non Acid Forming.

13

Disposición submarina de relaves

(Submarine tailings deposition)

NOTA: medida controversial, actualmente en discusión en Chile desde el punto de vista ambiental y de las factibilidades técnicas por las características de las costas chilenas.

Objetivo	Manejo estratégico del material con capacidad de reacción - Gestión de relaves
Clasificación	No convencional
Tipo de metodología	Prevención, control
Tipo de fuente	Depósitos de relaves

La disposición subacuosa se presenta como una medida de prevención, pero se debe considerar que la EQ de los materiales bajo estas condiciones no se conoce con precisión en la actualidad. El objetivo es prevenir la oxidación de los relaves mediante su disposición bajo el mar donde se dan condiciones reductoras.

Son varios los puntos críticos que pueden condicionar el uso de esta medida, algunos de los cuales se revisan a continuación. Asociado a las condiciones reductoras del medio se pueden liberar metales pesados y/o elementos traza que pueden ser tóxicos, además de que los óxidos e hidróxidos generados a partir de la interacción de los sulfuros son inestables, especialmente en presencia de la materia orgánica de los sedimentos. En general, la liberación de hierro no se considera una contra, pero sí los elementos traza que los óxidos de hierro pueden llevar asociados (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb, V, As, Cr o Se, entre otros). Asimismo, a este tipo de depósitos se asocian elevadas concentraciones de sulfatos y cloruros. La fauna marina puede verse afectada, no sólo por la modificación de las concentraciones de elementos en el medio, sino por otras causas como las altas tasas de sedimentación en el punto de descarga que generan asfixia de organismos bentónicos. El material depositado sufre dispersión en el mar, a distancias mayores que las predichas o deseadas, debido por ejemplo a corrientes no previstas o surgencias profundas. Por último, hay que considerar la presencia de reactivos de flotación, la imposibilidad de reprocesar el material en el futu-

ro con nuevas tecnologías que se puedan desarrollar, o los fallos técnicos que el sistema de tuberías puede presentar resultado de la influencia de fenómenos de marea, terremotos, tsunamis o tormentas.

En la decisión final sobre la idoneidad de aplicar esta medida, se requiere la evaluación de todos los aspectos anteriormente mencionados, pero además una caracterización mineralógica y geoquímica detallada del material que se va a depositar, así como un estudio oceanográfico que permita conocer las condiciones del medio, para poder así predecir la evolución esperada en el largo plazo. Los estudios de línea de base del medio marino deben incluir la mineralogía y geoquímica de los sedimentos, la composición del agua intersticial, estudios de microbiología y macro-fauna, composición de materia orgánica, y estudios de la columna completa de agua, pero también los efectos de eventos predecibles como por ejemplo el fenómeno ENOS (El Niño/Oscilación Sur).

Actualmente, se están depositando relaves en medio submarinos profundos en Indonesia, Papúa Nueva Guinea, Filipinas y Noruega (Dold, 2014).

Ampliar información

*Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 17.*

A continuación, se presenta un cuadro resumen con las ventajas y desventajas de cada una de las metodologías de prevención y control incluidas en este Capítulo.

Tabla 21. Ventajas y desventajas de las estrategias y medidas de prevención y control de DM.

		VENTAJAS	DESVENTAJAS
1	Minería secundaria	<ul style="list-style-type: none"> Disminución del número de fuentes potencialmente generadoras de DM. Solución para la gestión de pasivos ambientales. 	<ul style="list-style-type: none"> Dependencia de las fluctuaciones de mercado.
2.1	Planificación de explotación/ Minería selectiva	<ul style="list-style-type: none"> Visión de una gestión integral de la EQ a lo largo de todo el ciclo de vida de una faena minera. Minimizar el impacto asociado a la actividad minera. Participación directa en la toma de decisiones en referencia a la gestión de las diferentes instalaciones, así como en el diseño del Plan de Cierre. 	<ul style="list-style-type: none"> Dificultad para integrar a todos los actores (gerencia de operaciones, gerencia de sustentabilidad, etc.)
2.2	Manejo selectivo	<ul style="list-style-type: none"> Reducción de los costos asociados al tratamiento. Información que se alimenta o alimenta a la etapa de predicción. Planificación en el depósito del material en las fuentes potencialmente generadoras. 	<ul style="list-style-type: none"> Se necesita de una caracterización geoquímica completa y fiable. La planificación en la explotación puede verse limitada por el propio proceso de explotación y mercado.
2.3	Enmiendas alcalinas	<ul style="list-style-type: none"> Existen numerosas experiencias en el mundo de su aplicación. Alta eficacia de neutralización. 	<ul style="list-style-type: none"> Mejor funcionamiento en climas con altas precipitaciones. En algunas ocasiones los costos pueden ser elevados (variabilidad de costos). Depende de la disponibilidad de material alcalino en el sector. Efectos de pasivación (disminución de la eficiencia). Creación de vías de flujo preferencial en botaderos.
3	Micro-encapsulación	<ul style="list-style-type: none"> Método más directo para evitar la oxidación de sulfuros en la fuente, en comparación con la adición de alcalinidad. 	<ul style="list-style-type: none"> Distribución ineficiente de la encapsulación. Problemas de mantenimiento en el largo plazo. Condiciones cambiantes de la instalación. Manipulación de H₂O₂ (revestimientos inorgánicos). Toxicidad en el medio ambiente.
4	P/C Microbio.	<ul style="list-style-type: none"> Medida de control inmediata una vez detectado el DM. Pellets: liberación prolongada en el tiempo. 	<ul style="list-style-type: none"> Los bactericidas en forma líquida pueden ser fácilmente arrastrados o lavados desde la instalación. Descomposición con el paso del tiempo.
5	Gestión de relaves Relaves deshidratados	<ul style="list-style-type: none"> Adecuados para zonas áridas, frías, en zonas de alta sismicidad, en faenas donde topográficamente no sea posible la instalación de la infraestructura de presa o tranque de relaves. Rentables a largo plazo. Se reduce el número de presas o muros de contención. Requieren menor cantidad de agua. 	<ul style="list-style-type: none"> Costos iniciales elevados en comparación con los depósitos de relaves tradicionales. Requieren de maquinaria específica para su deshidratación.

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 21. (Continuación) Ventajas y desventajas de las estrategias y medidas de prevención y control de DM.

			VENTAJAS	DESVENTAJAS
5	Gestión de relaves	Desulfuración	<ul style="list-style-type: none"> La pulpa rica en sulfuro se deposita en lugares localizados que permite su control y monitoreo. El relave con bajo contenido en sulfuros puede ser utilizado como cubierta para otras instalaciones. 	<ul style="list-style-type: none"> Interferencias en el proceso de flotación.
6	Control del nivel de agua		<ul style="list-style-type: none"> El agua extraída puede ser usada en el proceso minero. 	<ul style="list-style-type: none"> Puede afectar los sistemas de agua superficial de ecosistemas cercanos. Los acuíferos pueden ser impactados a largo plazo por la disminución de presión de agua. En el aumento del nivel de agua se puede generar DM al entrar en contacto con materiales expuestos.
7	Desvío de cursos de agua		<ul style="list-style-type: none"> Opción eficiente en la prevención de la contaminación de recursos hídricos. Asegura el mantenimiento de la calidad y cantidad de cursos de agua necesarios para comunidades aguas abajo de una faena minera. 	<ul style="list-style-type: none"> Gran cantidad de factores o elementos críticos que se deben considerar en el diseño de esta medida. Necesidad de desarrollar estrategias en el largo plazo para confirmar un resultado sustentable.
8.1	Sellos		<ul style="list-style-type: none"> Alta eficiencia en la prevención del contacto con fluidos y gases del entorno. 	<ul style="list-style-type: none"> El envejecimiento de los materiales que lo constituyen, compromete las propiedades mecánicas e hidrológicas de la barrera. Su elevado costo hace que en ocasiones no se consideren como primera opción de prevención. Es necesario cumplir con requerimientos Q/A en su construcción, para evitar su ruptura en los lugares donde el terreno no es uniforme.
8.2	Liners		<ul style="list-style-type: none"> Eficiencia muy alta. La gran mayoría de este tipo de revestimiento es impermeable a la infiltración de agua y disminuye la difusión de gases a niveles muy bajos. 	<ul style="list-style-type: none"> Su elevado costo hace que en ocasiones no se consideren como primera opción de prevención. Es necesario cumplir con requerimientos Q/A en su construcción, para evitar su ruptura en los lugares donde el terreno no es uniforme.
9	Cubiertas	Cubiertas de suelo	<ul style="list-style-type: none"> C. Evaporación/Evapotranspiración: solución muy rentable, se puede construir a partir de material de origen local. C. Repelentes de agua: muy eficaces, ya que reducen el tiempo de residencia del agua en el sistema. Se requiere planificación minera avanzada y fijación de sustratos para asegurar la disponibilidad de materiales apropiados en el momento de la construcción. 	<ul style="list-style-type: none"> C. Evaporación/Evapotranspiración: dependencia de la disponibilidad de sustratos apropiados. Sus propiedades hidráulicas pueden cambiar con el tiempo producto de la erosión del suelo y de los procesos que crean vías de flujo preferencial. La vegetación también puede crear poros continuos. C. Repelentes de agua: su rendimiento puede verse afectada por la formación de grietas debido a procesos de hinchamiento y contracción. Tiene que ser construida en una pendiente. Son una solución efectiva de menor costo en comparación con las anteriores. Se requiere procedimientos de QA / QC.

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 21. (Continuación) Ventajas y desventajas de las estrategias y medidas de prevención y control de DM.

		VENTAJAS	DESVENTAJAS	
9	Cubiertas	Cubiertas de agua	<ul style="list-style-type: none"> Muy eficaces como soluciones inmediatas y de corto plazo. 	<ul style="list-style-type: none"> El riesgo de fracaso es relativamente alto en comparación con otros sistemas de cobertura. Su diseño debe asegurar una capa de agua continua, por lo que los costos de mantenimiento pueden ser relativamente altos. Asegurar el mantenimiento después del cierre de la faena puede ser difícil. Requiere procedimientos de QA / QC.
		Cub. materia orgánica	<ul style="list-style-type: none"> Mejora las condiciones químicas y físicas para el crecimiento de plantas y bacterias / actividad de los microorganismos. Construido a partir de recursos renovables 	<ul style="list-style-type: none"> Requieren de una gestión y disponibilidad de la materia orgánica continua. No está garantizada la exclusión completa de oxígeno, por lo que la oxidación, aunque en tasas bajas, es probable. Requiere procedimientos de QA / QC.
		Cub. Electroq.	<ul style="list-style-type: none"> Es una medida innovadora de prevención y control del DM. Es un sistema inocuo al medio. 	<ul style="list-style-type: none"> Requieren de una fuente continua de energía, además de monitoreo. Su efectividad no está probada. Se requiere el establecimiento de procedimientos de QA/QC.
10	Establecimiento de plantas	<ul style="list-style-type: none"> Limita la disponibilidad de oxígeno. Favorece la precipitación de metales. Impacto visual positivo. Posible reutilización de lodos residuales. Prevención de la erosión. 	<ul style="list-style-type: none"> Acumulación de metales en las plantas que puede pasar a otros niveles de la cadena trófica. Proliferación de patógenos. Desconocimiento de la relación entre el desarrollo pedogénico y el DM. 	
11	Atenuación natural (cementación)	<ul style="list-style-type: none"> Prevención natural. Atenuación de elementos lixiviables. 	<ul style="list-style-type: none"> Variable en el tiempo. Depende de la capacidad de desorción, la solubilidad de las fases, la estabilidad bajo las condiciones cambiantes del pH o de la porosidad del material o capas suprayacentes. 	
12	Co-disposición de botaderos y relaves	<ul style="list-style-type: none"> Eliminación conjunta de residuos de una misma instalación reduciendo el impacto generado. Disminución de las desventajas inherentes a los depósitos de relaves. Se reduce la construcción de presas, se elimina/reduce la necesidad de un revestimiento, Reducida erosión eólica e hídrica, Requiere de una infraestructura reducida. Instalación más segura. 	<ul style="list-style-type: none"> Actualmente no permitida por normativa chilena Es necesario predecir el comportamiento geoquímico en el largo plazo de cada tipo de material, dado que las propiedades pueden cambiar producto de la meteorización. 	
13	Disposición submarina	<ul style="list-style-type: none"> Alta estabilidad geotécnica (sin rotura de la presa). Mínimo uso de la superficie terrestre. Menor mantenimiento a largo plazo. 	<ul style="list-style-type: none"> Afectación a los organismos bentónicos, destrucción del hábitat, efecto sobre la biodiversidad, liberación de elementos tóxicos que afectan a la cadena alimentaria. No hay opción para la recuperación de relaves sólidos y agua, los reactivos de flotación tóxicos, desplazamiento y dispersión de relaves. 	

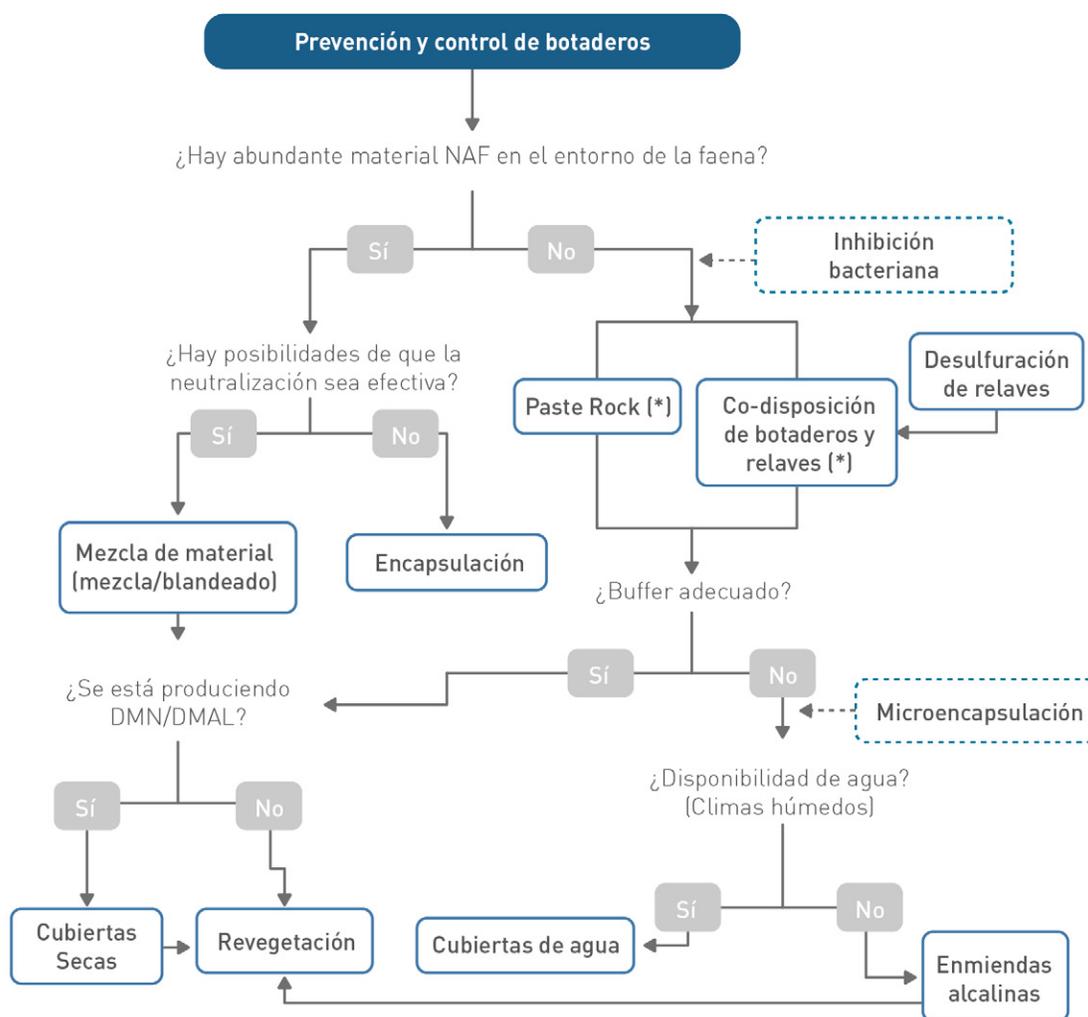
Fuente: Elaboración Propia.

5.2.2 Árboles de decisión de las metodologías de prevención y control

A continuación, se plantean una serie de árboles de decisión como apoyo a la toma de decisiones entre las diferentes opciones de aplicación de las medidas de prevención y control del DM, en botaderos; gestión y depósito de los relaves; y selección del tipo de cubierta. Estos árboles son una recomendación, y en ningún caso una ruta estricta a seguir.

• GESTIÓN DE BOTADEROS

En este caso se parte de la premisa de si se dispone de material no productor de acidez o neutralizador (NAF³¹), y desde ahí se plantean las diferentes opciones. Se debe hacer un seguimiento para evaluar si la medidas generan los resultados esperados.



(*) Esta medida no es aplicable actualmente en Chile (Decreto Supremo nº 132. Reglamento de Seguridad Minera).

Figura 36. Árbol de decisión de las medidas de prevención/control en la gestión de botaderos.
Fuente: Elaboración Propia.

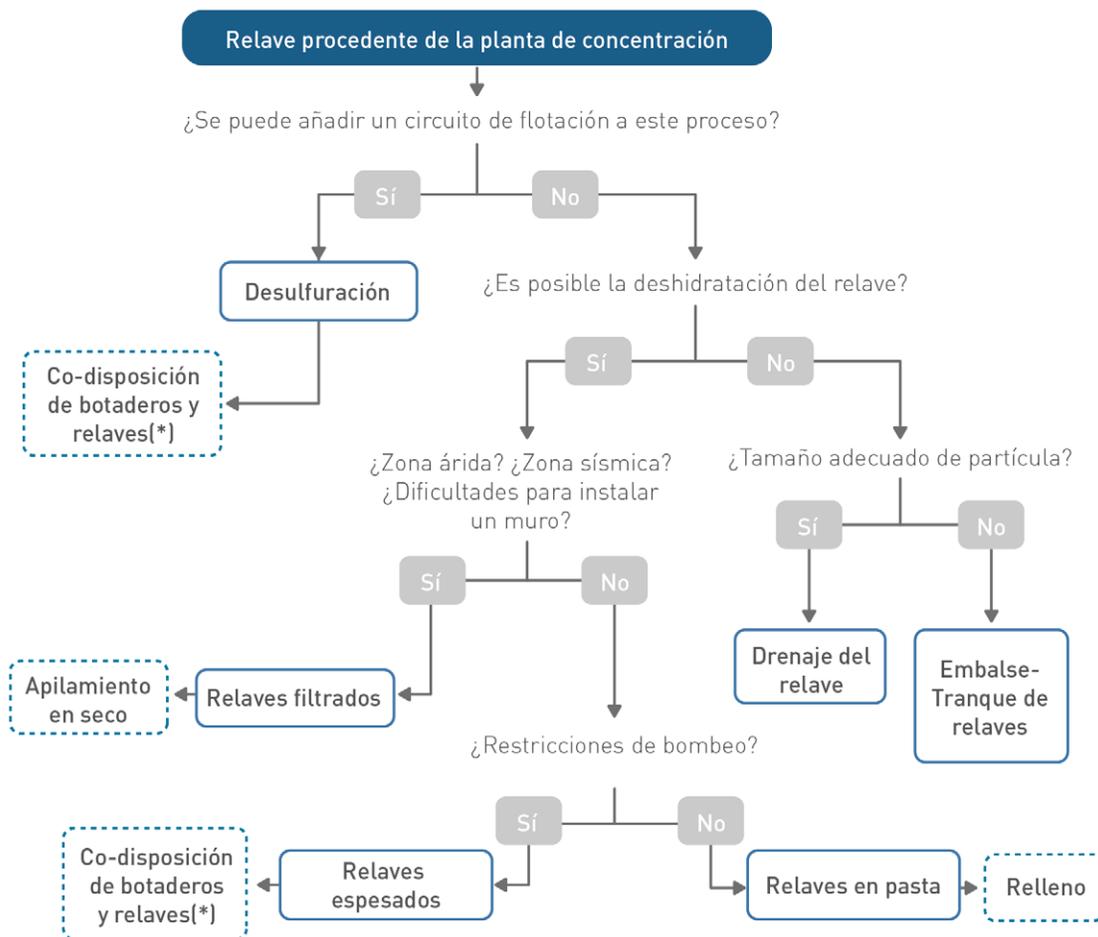
31. Conocido por sus siglas en inglés como NAF – Non Acid Forming.

• **DEPÓSITOS DE RELAVES**

Como se ha visto en apartados anteriores, son varias las opciones a considerar en la gestión y depósito de los relaves procedentes de la planta de concentración. En la selección influyen las características del material y del entorno del depósito, así como los recursos económicos de los que dispone una faena minera. Es posible influir en las propiedades de los residuos desde la etapa de planificación, diseñando una separación de los relaves con alto contenido pirítico y gestionando su manejo por separado. Otra opción, cada vez más relevante, es la deshidratación de los relaves (espesados, filtrados y en pasta), aumentando la estabilidad geotécnica y geoquímica

en relaves, y la recuperación de agua, fundamental en toda faena minera. Esta opción es recomendable en proyectos con alto riesgo de falla catastrófica debido a la alta actividad sísmica o en proyectos donde el material para la construcción de presas es limitado. Si la deshidratación no es económicamente viable, se debe evaluar la posibilidad de cubrir el depósito con agua, o en climas secos aplicar otras alternativas, como su drenaje, bajo un control continuo de las infiltraciones.

A continuación, se presenta un árbol de decisión que puede contribuir a la adecuada decisión sobre el tipo de gestión del depósito de relaves más conveniente.



(*) Esta medida no es aplicable actualmente en Chile (Decreto Supremo nº 132. Reglamento de Seguridad Minera).

Figura 37. Árbol de decisión de las medidas de prevención/control en la gestión de relaves. Fuente: Elaboración Propia.

• CUBIERTAS

En la decisión sobre el tipo de cubierta o cobertor más apropiado en función de las condiciones sitio-específicas, se deben tener en consideración diferentes aspectos críticos. Los más importantes se explican brevemente a continuación.

- **Clima.** En general, para la gestión de un sistema que contiene agua, las condiciones climáticas ejercen un control directo, por lo que deben ser consideradas. Para controlar el agua a escala paisaje o gran escala, es necesario conocer el balance de agua del entorno. Los parámetros claves en este balance son la precipitación como entrada principal, y la escorrentía, las infiltraciones, la evaporación y la transpiración como parámetros de salida. Asimismo, se considerará como salida al drenaje profundo correspondiente al agua de infiltración que alcanza una profundidad tal que no puede volver a la atmósfera por procesos físicos o biológicos. Adicionalmente, junto a los parámetros mencionados, la capacidad del almacenamiento de agua puede tener un rol importante, como componente buffer.

- **Precipitación.** La distribución de precipitaciones en Chile es muy variable. Si bien las regiones en el norte de Chile reciben ninguna o muy poca precipitación, en las regiones IV a VII esta aumenta, llegando a promedios anuales de 250 – 350 mm. Hacia el sur, la precipitación anual sigue aumentando, con promedios anuales de 1000 mm en la región y más que 2000 mm en región XI (Garreaud, 2009; Guía Práctica Climática, 2008). Asimismo, en Chile existe un gradiente de la precipitación anual típico que disminuye desde la costa hacia los Andes Centrales y es necesario considerar los períodos de retorno de las precipitaciones máximas.

- **Evaporación/evapotranspiración.** Se debe diferenciar entre la evaporación/evapotranspiración potencial (ETP) que asume un suministro infinito de agua, y evaporación/evapotranspiración real (ETR) que considera la cantidad de agua que realmente se libera a la atmósfera y que, por tanto, depende de la cantidad de agua disponible, es decir, de la precipitación y el agua almacenada en el suelo. Por consiguiente, en los suelos del norte de Chile no existe agua disponible para la evaporación, resultando en una ETR baja. A diferencia, la ETP puede llegar a valores muy altos bajo estas condiciones. En las regiones centrales y centro-meridionales de Chile, la ETR puede llegar a valores entre 250 y 900 mm/año, correspondientes a unos 60 – 80% de la ETP. En las zonas más meridionales este valor disminuye, lle-

gando al 20% de la ETP, por ser un clima frío, y por tanto se espera un exceso del agua en el suelo.

Estas consideraciones son muy importantes en este contexto, ya que determinan qué tipo de cubierta debe ser usada para una prevención exitosa. Para ambientes con una alta ETP y una precipitación anual baja (<300 – 400 mm/a), una *Cubierta de evaporación/evapotranspiración* puede constituir una solución económica. Para ambientes con precipitaciones más altas, se aumenta el riesgo de falla de este tipo de cubiertas. Si la precipitación no se distribuye uniformemente durante el año, pero ocurre concentrada en temporadas o en eventos de gran intensidad, el riesgo de drenaje profundo aumenta. En estas condiciones climáticas se requiere diseños alternativos, como las *Cubiertas repelentes de agua*.

- **Altura.** Los parámetros del balance de agua se ven afectados por la altura geográfica. En altura, la radiación solar aumenta y ésta se encuentra menos dispersa porque hay menos partículas en la atmósfera, lo que supone una mayor energía y por tanto, temperaturas más elevadas en la superficie del suelo y, en consecuencia, mayores tasas de evaporación y evapotranspiración. Asimismo, se reduce la presión barométrica, y por consiguiente la presión de saturación de agua, permitiendo que aumente la evaporación en comparación al nivel del mar. En definitiva, en ambientes áridos de altura las tasas de evaporación aumentan considerablemente.

- **Disponibilidad de material.** La disponibilidad de material puede ser determinante en la toma de decisiones sobre la utilización de una cubierta como medida de prevención. Si no existe el material en los alrededores, a menudo, los altos costos de transporte constituyen una razón económica de peso.

- **Meteorización y procesos de formación de suelo en las cubiertas.** Hay que considerar que las propiedades de las cubiertas determinadas al momento de su construcción pueden cambiar en el tiempo, afectadas por procesos de meteorización y de formación de suelo. Estos procesos tienden a aumentar la proporción de poros verticales y la conductividad hidráulica, resultando un flujo preferencial a lo largo de estos poros, especialmente en condiciones climáticas donde existen eventos de precipitación cortos y de alta intensidad. Cabe destacar que el riesgo del flujo preferencial también puede afectar a aquellas cubiertas donde se usa una gran cantidad de material grueso (p. ej. roca). Estos posibles procesos hacen esencial la determinación de las propiedades de los materiales potencialmente aptos para la construcción de

cubiertas antes de su modelación y diseño. Además, el monitoreo de los materiales a largo plazo es clave para asegurar el desempeño del material. Se recomienda realizar ensayos en terreno para monitorear este desempeño así como la estabilidad de las propiedades en el tiempo.

A continuación se presenta un árbol de decisión que puede contribuir a la adecuada decisión sobre el tipo de cubierta a usar.

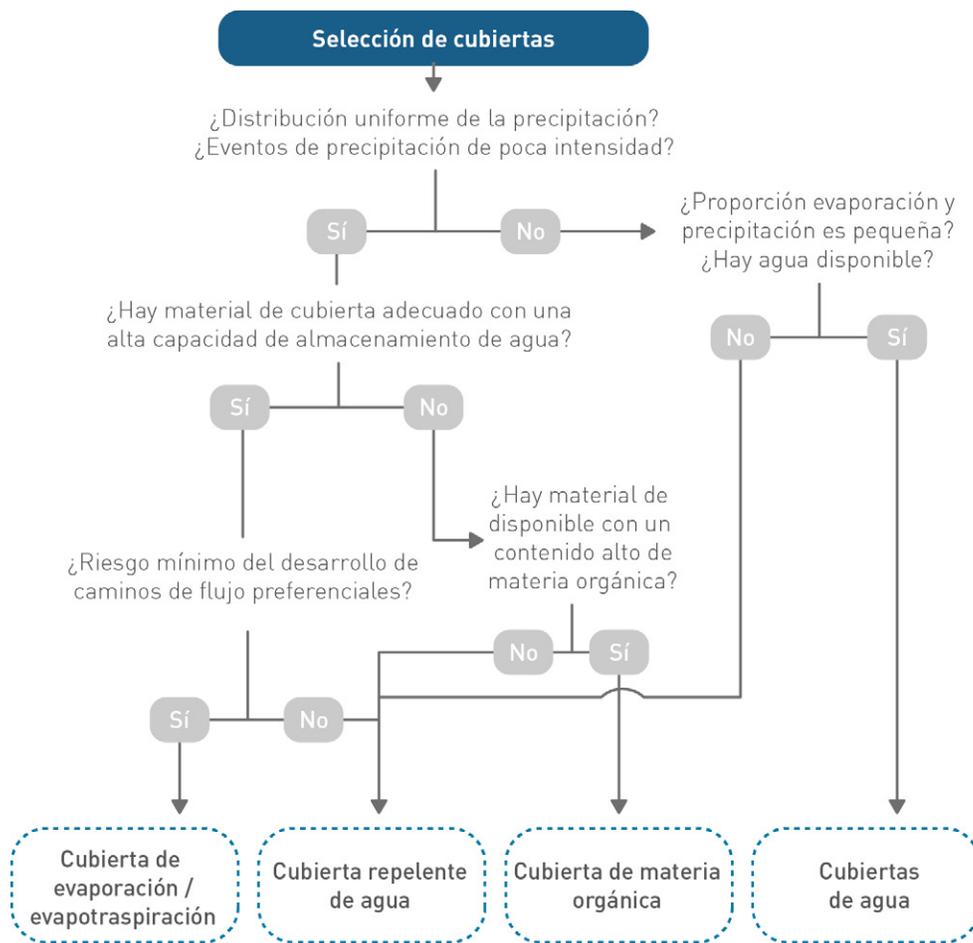


Figura 38. Árbol de decisión del tipo de cubiertas como medidas de prevención/control del DM.
Fuente: Elaboración Propia.

5.3 Etapa de Tratamiento del Drenaje Minero

El objetivo de esta etapa es presentar tecnologías de tratamiento factibles de aplicar directamente sobre el o los efluentes generados por el contacto entre las fuentes potencialmente generadoras de DM y los factores ambientales, para mejorar su calidad, y contener la carga de sustancias potencialmente contaminantes. Esto, con el propósito de evitar que dicha carga suponga un riesgo significativo para la salud de las personas y/o para el medio ambiente [Véase Apartado 4.2.3. Identificación y caracterización de las fuentes potencialmente generadoras de drenaje minero].

5.3.1 Clasificación de tecnologías de tratamiento

Las tecnologías de tratamiento pueden ser de tipo convencional, no convencional y/o emergente, dependiendo del nivel de maduración que posee la tecnología, y se clasifican en dos grandes grupos, los tratamientos pasivos y los tratamientos activos. En la Figura 39 se describe el criterio de clasificación.



Figura 39. Clasificación de tipos de tratamientos de DM
Fuente: Elaboración Propia.

Dónde:

- Convencional: tecnología mundialmente conocida y ampliamente instalada (p. ej. Humedales aeróbicos y anaeróbicos, drenes de caliza).
- No Convencional: tecnología innovadora con algunas implementaciones existentes en el mundo (p. ej. Extracción por solvente, lechos de escoria lixiviante).

- Emergente: tecnología en un nivel de desarrollo a nivel piloto (p. ej. Reactores SCOOFI, adsorción en médula de fibra de coco).
- Biótico: el principio del tratamiento se basa en un proceso biológico (p. ej. Extracción pasiva de sulfato, barreras reactivas permeables).
- Abióticos: el principio del tratamiento se basa en un proceso químico, físico o fisicoquímico (p. ej. Intercambio iónica, adsorción).

Los **tratamientos pasivos** se caracterizan por no requerir el uso de insumos químicos ni energía para operar, utilizando fuentes de energía disponibles en la naturaleza, como por ejemplo, la gravedad a través del gradiente topográfico o la energía metabólica microbiana. Esto tiene un impacto positivo sobre los costos operacionales. Los procesos que se dan en estos tratamientos pueden ser de tipo físico, químico o biológico, pudiéndose combinar, siendo el más común el uso conjunto de procesos biológicos y químicos.

Los tratamientos pasivos suelen ser menos efectivos en término de eficiencia de remoción y también se consideran más lentos que los activos. Es por ello, que se hace necesario asegurar la mejor distribución del efluente dentro del sistema, para maximizar el tiempo de contacto entre éste y los componentes del propio tratamiento.

Por otro lado, los **tratamientos activos** se caracterizan por ser procesos que necesitan de energía externa para su funcionamiento además de un aporte constante de reactivos y el uso de mano de obra, lo que implica mayores costos operacionales que en los sistemas de tratamiento de tipo pasivo. Además, este tipo de tratamientos normalmente llevan asociado la generación de residuos (lodos), que necesitan de una gestión posterior para su manejo y disposición final. En general, la inversión del capital es alta y los costos del proceso son mayores, lo que supone una dificultad para una aplicación durante un período de tiempo prolongado. Sin embargo, las eficiencias y rangos de operación son superiores a las obtenidas con tratamientos pasivos.

A continuación, en la Tabla 22 se comparan las ventajas y desventajas de ambos tipos de tratamientos. En base a estas características, han surgido en los últimos años proyectos de tratamiento que combinan ambos tipos, aprovechando de esta forma la eficiencia de los sistemas activos y la independencia de los sistemas pasivos.

Tabla 22. Ventajas y desventajas de los tratamientos de DM pasivos y activos.

	VENTAJAS	DESVENTAJAS
TRATAMIENTOS PASIVOS	<ul style="list-style-type: none"> • Bajos costos de construcción y operación (para descargas pequeñas o medianas). • Bajos costos de mantenimiento. • Es posible operar durante períodos de tiempo largos sin necesidad de atención (medio y largo plazo). • Se pueden integrar directamente en el medio circundante. 	<ul style="list-style-type: none"> • Menor eficiencia (Tecnología en desarrollo). • Difícil control exacto del proceso. • Ocupan grandes superficies.
TRATAMIENTOS ACTIVOS	<ul style="list-style-type: none"> • Tecnología conocida, con experiencia en multitud de proyectos. • Rendimiento más predecible y más fácilmente controlable. • Eliminación efectiva de metales (se alcanzan concentraciones residuales bajas). 	<ul style="list-style-type: none"> • Altos costos en su construcción, operación y/o mantención (inversiones muy elevadas). • Requiere del suministro continuo de energía. • Requiere almacenamiento de reactivos. • Generación de lodos.

Fuente: Elaboración Propia

Como se ha mencionado, la elección de la tecnología más apropiada entre todas las alternativas disponibles, requiere de un análisis profundo de la situación particular del efluente generado a partir de las particularidades de cada una de las instalaciones. Es necesario contar con la caracterización completa del DM, lo que implica determinar:

- La calidad del efluente: tipo; concentración y especiación de las especies presentes; parámetros físico-químicos como por ejemplo, pH, alcalinidad total y acidez o alcalinidad neta (expresadas como CaCO_3), potencial redox, conductividad.
- La cantidad de efluente: volumen y caudal (Watzlaf and Hyman, 1995).

- Las características deseadas en el efluente de salida.

Otros de los aspectos críticos que se deben considerar son las dimensiones de la infraestructura necesaria para su aplicación, así como los sistemas de recolección y de transporte necesarios, considerando que su relación costo/eficiencia sea óptima para el éxito del proyecto. La clave es entender las limitaciones de las operaciones y tener expectativas razonables sobre cada tipo de tratamiento (INAP, 2012). En última instancia, el monitoreo supondrá la verificación de que el tratamiento genere los resultados esperados según los objetivos establecidos.

5.3.2 Tratamientos pasivos

A continuación, en la Tabla 23 se compilan un total de 10 tratamientos pasivos así como sus variantes. Posteriormente se presenta un resumen de cada tipo de tratamiento.

Las consideraciones que se han tenido en la clasificación de estos tratamientos son:

1. Tipo de tecnología en relación a su consideración en el mercado: convencional, no convencional o emergente.
2. Tipo de tratamiento pasivo: tratamiento biológico, sedimentación, precipitación química o reducción biológica.
3. Fundamento de la tecnología: proceso biológico, físico, fisicoquímico o químico.
4. Levantamiento de los contaminantes abatidos más relevantes: acidez, sulfato, hierro (Fe), magnesio (Mg), manganeso (Mn), cobre (Cu), zinc (Zn), aluminio (Al), plomo (Pb), plata (Ag), cromo (Cr), cadmio (Cd), níquel (Ni) y arsénico (As).
5. Tipo de DM a tratar: ácido (DMA), neutro (DMN) o alcalino (DMAL).

NOTA: la notación de las figuras de las tecnologías de tratamiento consideran el DM como entrada al sistema (afluente) y salida del sistema (efluente).

Tabla 23. Tratamientos pasivos de DM.

Tratamiento	Variantes	Tipo de tecnología	Tipo de tratamiento	Clasificación general	Contaminantes													Tipo de drenaje	
					Acidez	Sulfato	Hierro	Magnesio	Manganeso	Cobre	Zinc	Aluminio	Plomo	Plata	Cromo	Cadmio	Níquel		Arsénico
1. Humedales artificiales	Humedal aeróbico -Humedal de flujo vertical -Reducción de acidez utilizando microorganismos (ARUM)	Convencional	Tratamiento biológico	Biológico	•	•	•		•	•	•	•	•		•	•	•		Ácido
	Humedal anaeróbico	Convencional	Tratamiento biológico	Biológico		•	•		•	•	•	•	•		•	•	•		Ácido
2. Lagunas de sedimentación	-Lagunas facultativas -Lagunas anaeróbicas -Lagunas aeróbicas	Convencional	Sedimentación	Físico		•	•	•		•	•		•	•					Alcalino
3. Extracción pasiva de sulfatos		No Convencional	Reducción biológica	Biológico		•	•						•						Ácido, neutro o Alcalino
4. Drenes de caliza	Dren anóxico de caliza	Convencional	Precipitación química	Fisicoquímico	•	•	•		•	•		•	•						Ácido
	Dren óxico de caliza	Convencional	Precipitación química	Fisicoquímico	•	•	•		•			•							Ácido

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 23. (Continuación) Tratamientos pasivos de DM.

Tratamiento	Variantes	Tipo de tecnología	Tipo de tratamiento	Clasificación general	Contaminantes											Tipo de drenaje					
					Acidez	Sulfato	Hierro	Magnesio	Manganeso	Cobre	Zinc	Aluminio	Plomo	Plata	Cromo		Cadmio	Níquel	Arsénico		
5. Sistemas reductores y productores de alcalinidad	-Lechos alcalinos -Camas oxidantes de manganeso -Sistemas de pirolusita (MnO ₂)	No convencional	Tratamiento biológico / precipitación química	Biológico / Fisisicoquímico	•	•	•					•									Ácido
6. Barreras reactivas permeables		Convencional	Tratamiento biológico	Biológico	•	•	•				•	•		•				•	•	•	Ácido
7. Pozos de desviación de piedra caliza	-Muros rellenos -Cilindros rellenos -Arena de Caliza	Emergente	Precipitación química	Fisisicoquímico		•	•		•			•									Ácido, Alcalino
8. Lecho de escoria lixiviante		No convencional	Precipitación química	Fisisicoquímico	•																Ácido
9. Cubiertas productoras de alcalinidad	-Polvo de horno de cemento -Polvo de horno de cal -Carbonato de calcio precipitado -Cenizas volantes (Fly Ash) de óxidos e hidróxidos de Ca y Mg) -Lodo rojo de agua de mar neutralizado -Magnesita cáustica convencional -Magnesita cáustica mejorada	Emergente	Precipitación química	Fisisicoquímico	•																Ácido
10. Reactores SCCOFI	-Reactores SCCOFI saturados -Reactores SCCOFI insaturados	Emergente	Precipitación química	Fisisicoquímico	•	•		•			•										Alcalino, Neutro

Fuente: Elaboración Propia.

1

Humedales artificiales: humedal aeróbico y humedal anaeróbico (*aerobic wetland and anaerobic wetland*)

Variantes de los humedales aeróbicos: humedal de flujo vertical; reducción de acidez utilizando microorganismos (ARUM).

Objetivo	Neutralización de DMA y remoción de metales	
Tipo de tratamiento	Convencional / Tratamiento biológico	
Clasificación	Pasivo de tipo biológico	
Tipo de drenaje	Ácido	
Contaminantes típicos	Humedal aerobio	Acidez, hierro
	Humedal anaerobio	Sulfato, hierro

Los *humedales artificiales*, como su nombre lo indica, son humedales construidos artificialmente simulando la estructura y funcionalidad de humedales naturales. Esto, con el objetivo de reproducir los fenómenos y procesos creando el ambiente propicio para el tratamiento del DM, gracias al desarrollo de ciertas plantas y otros organismos como musgos, algas, protozoos y bacterias, que participan directamente en el tratamiento. Los metales, por ejemplo, son removidos por intercambio iónico, adsorción y absorción; y su precipitación ocurre en forma de hidróxidos, carbonatos y sulfuros. Además, ocurren reacciones de oxidación y reducción catalizadas por microorganismos en zonas aeróbicas y anaeróbicas, respectivamente. Lo normal es que estos dos tipos de tratamientos se combinen entre ellos. Así, generalmente, después de un humedal anaeróbico se coloca uno aeróbico que oxigenará el agua, y eliminará el hierro y los metales residuales.

Otra particularidad de estas tecnologías es la opción de agregar un nuevo sustrato, extendiendo la capacidad de tratamiento durante años, resultando ecosistemas autosustentables en el largo plazo.

A continuación una breve descripción de cada variante.

1.1 Humedal aeróbico (*Aerobic wetland*)

Un sistema aeróbico suele consistir en una o varias celdas conectadas entre sí por las que circula el afluente lentamente por gravedad. El sustrato formado por sedimentos relativamente impermeables (suelo, arcilla o desechos de mina) es oxigenado por las raíces y rizomas de las plantas que propician el desarrollo de colonias de bacterias catalizadoras en las reacciones de oxidación de los metales presentes.

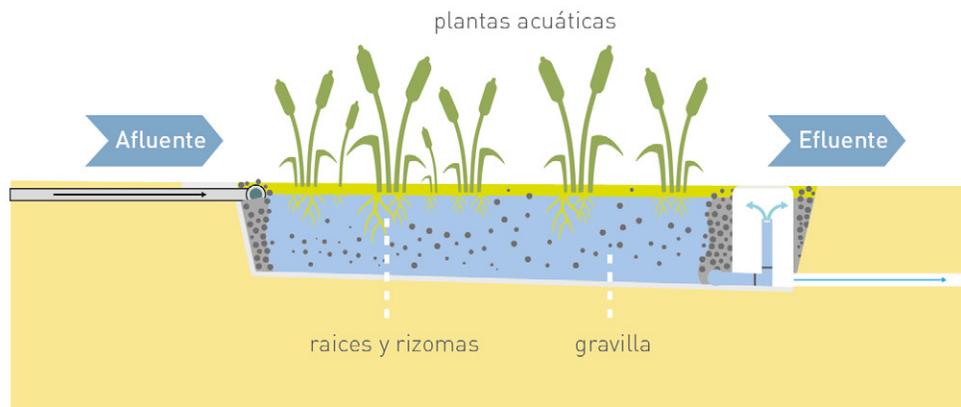


Figura 40. Humedal aerobio construido.
Fuente: Modificado de Tilley *et al.*, 2014.

Este tipo de humedales debieran cumplir con las siguientes características:

- Poca profundidad.
- Diseño que favorezca las condiciones hidrodinámicas y el tiempo de residencia necesario.
- Espacio para la sedimentación y acumulación de los precipitados.
- Promover el crecimiento de algas.
- Instalación de tuberías de control hidráulico para gestionar los distintos niveles de agua.

1.2 Humedal anaeróbico (*Anaerobic wetland*)

También se conocen como Bioreactores Anaeróbicos (*BCR, Biochemical Reactors*) o reactores de compostaje (INAP, 2012).

Este tipo de humedales son similares a los de tipo aerobio, pero su funcionamiento se basa principalmente en reacciones químicas y microbianas de reducción para generar alcalinidad (INAP, 2012), eliminar el oxígeno disuelto y precipitar los metales. Esto se logra manteniendo el sistema inundado, utilizando el sustrato adecuado (formado mayori-

tariamente por material orgánico como por ejemplo estiércol, compost, turba, virutas de madera, etc.) y agregando caliza u otro material similar que permita regular el pH a valores neutros (López *et al.*, 2002). Las condiciones anóxicas producen la disolución del material carbonatado que neutraliza la acidez, la materia orgánica actúa como dadora de electrones para las reacciones reductoras, mientras que la vegetación da estabilidad, aporta materia orgánica adicional y facilita el desarrollo de bacterias anaerobias sulfato reductoras (*Desulfovibrio* y *Desulfomaculum*) (López *et al.*, 2002).

Así, el funcionamiento de este tipo de humedales se basa tanto en la adición de alcalinidad debido a la reducción de sulfatos mediante bacterias sulfato-reductoras, como en la disolución de carbonatos al reaccionar con la acidez del afluente (López *et al.*, 2002; INAP, 2012). En el primer caso, se produce la generación de ácido sulfhídrico o azufre elemental, con la posterior precipitación e inmovilización de metales.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 3, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 13, 14, 17 y 21.

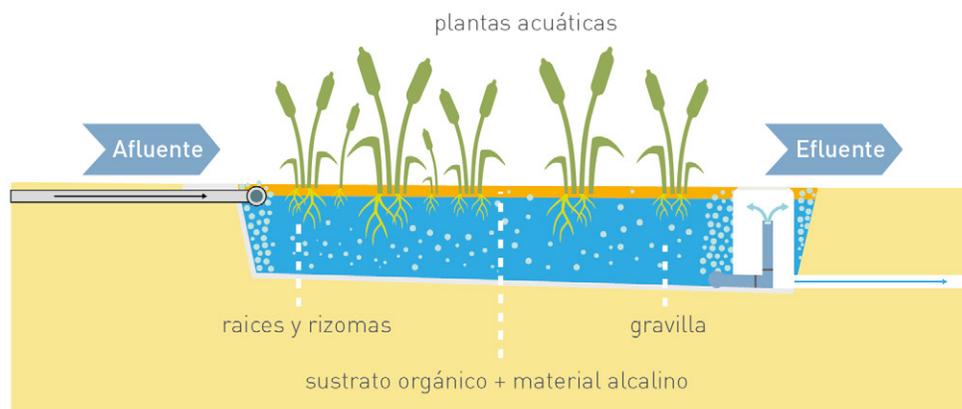


Figura 41. Humedal anaerobio construido.
Fuente: Modificado de Tilley *et al.*, 2014.

2

Lagunas de sedimentación

(Settlement lagoons)

Variantes: Lagunas facultativas; lagunas anaeróbica; lagunas aeróbicas.

Objetivo	Precipitación de hidróxidos de hierro y sólidos en suspensión
Tipo de tratamiento	Convencional / Sedimentación
Clasificación	Pasivo de tipo físico
Tipo de drenaje	Alcalino
Contaminantes típicos	Hierro

Las *lagunas de sedimentación* son sistemas de estanques, naturales y/o artificiales, diseñados para recibir, mantener y tratar los DM por un período de tiempo predeterminado. Se recomienda el uso de estos sistemas en DMAL en los que la concentración de hierro disuelto es superior a 5 mg/L, o la carga de sólidos en suspensión es alta (Pyramid Consortium, 2003). El tamaño de la o las lagunas dependerá de qué se quiera abatir, siendo requerido un tamaño más grande en aquellas en las que se quiera precipitar hidróxidos de hierro.

Las lagunas se construyen y se rellenan con material tal como arcilla o un revestimiento artificial, que evitará las posibles fugas. Su funcionamiento se asemeja al de los humedales artificiales, pero con la ventaja

de que son sistemas donde la limpieza sistemática de los sedimentos depositados, es más fácil y por tanto también lo es el mantenimiento en el largo plazo.

Normalmente, las *lagunas de sedimentación* son el primer paso de un tratamiento pasivo con diferentes módulos para obtener mejores rendimientos, y suelen estar diseñados para utilizar también dispositivos de aireación que aumentan la cantidad de oxígeno en el afluente.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 1, 10, 16 y 17.

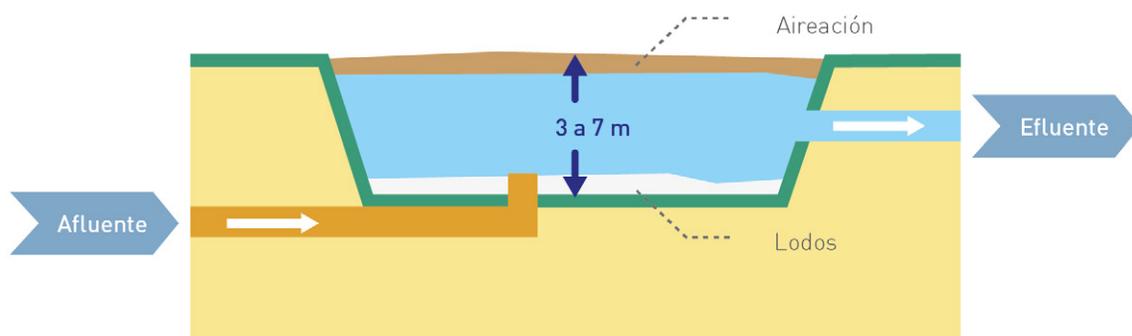


Figura 42. Laguna de sedimentación.
Fuente: Fundación Chile (CONAMA), 2010.

3

Extracción pasiva de sulfatos

(Passive sulphate removal)

Objetivo	Reducción del sulfato
Tipo de tratamiento	No convencional / Reducción biológica
Clasificación	Pasivo de tipo biológico
Tipo de drenaje	Ácido, neutro, alcalino
Contaminantes típicos	Sulfato

La *extracción pasiva de sulfatos* es un tratamiento pasivo desarrollado específicamente para lograr alcanzar tasas elevadas de reducción de sulfato, eliminándolo como azufre elemental. A pesar de que esta tecnología aún no se ha aplicado a gran escala, se considera una alternativa a los sistemas de neutralización convencionales utilizados para tratar aguas subterráneas contaminadas. Esta técnica se usa principalmente para la eliminación de sulfatos en condiciones ácidas, neutras y alcalinas, abordando al mismo tiempo la eliminación de metales y reducción de acidez.

Se utilizan los mismos mecanismos aplicados en los humedales anaeróbicos (Véase *Humedales anaeróbicos*), incorporando algunas características nuevas, como el uso de un material específico siguiendo una secuencia particular diseñada para hidrolizar materiales lignocelulósicos, consiguiendo generar ácidos grasos volátiles (AGV) de manera sostenida, lo que

provocará la reducción del sulfato. En resumen, esta tecnología se basa en la generación de compuestos fácilmente biodegradables, como los AGV, en la corriente de entrada para apoyar la función de las bacterias sulfato-reductoras.

Las investigaciones y pruebas realizadas con este tipo de reactores han determinado que son capaces de eliminar hasta 1000 mg/l de sulfatos mediante el proceso de bio-neutralización. Estos sistemas también permiten la eliminación de hasta 90% de hierro y 20% de aluminio (capaces de acumular metales > 1 kg/m³ de carbono).

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 8, 9, 17 y 21.

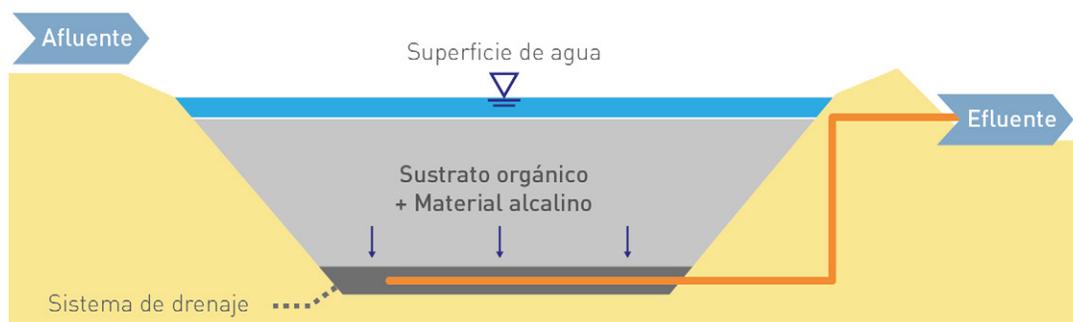


Figura 43. Birreactor pasivo de extracción pasiva de sulfatos.
Fuente: Modificado de Gusek, 2002

4

Drenes de caliza (Limestone drains)

Variantes: Drenes anóxicos de caliza (Anoxic Limestone Drains (ALD)); Drenes óxicos de caliza (Open/Oxic Limestone Drains (OLD)).

Objetivo	Elevar el pH, neutralizar la acidez y generar alcalinidad	
Tipo de tratamiento	Convencional / Precipitación química	
Clasificación	Pasivo de tipo físico químico	
Tipo de drenaje	Ácido	
Contaminantes típicos	ALD	Acidez
	OLD	Acidez

Los drenes son sistemas de tratamiento diseñados para interceptar los DM, para lo cual se construyen zanjas o trincheras rellenas de caliza u otro material calcáreo (preferiblemente > 80% de CaCO_3) por donde se hace circular el afluente. El sistema se sella con una capa de tierra arcillosa y una geomembrana impermeable para limitar el intercambio gaseoso con la atmósfera, reduciendo la entrada de oxígeno y maximizando la acumulación de dióxido de carbono en el interior. Para ello, el sistema debe estar inundado constantemente (López *et al.*, 2002; Pyramid Consortium, 2003).

La zanja debe tener tal profundidad que se mantengan las condiciones anóxicas, de este modo el hierro queda en su estado reducido evitando la precipitación de óxidos e hidróxidos sobre la capa de caliza que puede obstruir el sistema poroso afectando la efectividad del tratamiento. La disolución de la caliza, controlada por el pH y por la presión parcial del CO_2 , actúa como fuente generadora de alcalinidad.

Las consideraciones más importantes en el diseño de un ALD son la cantidad de caliza a emplear en el lecho anóxico y el tiempo de retención del agua en el sistema.

Un diseño y funcionamiento óptimo de un ALD debería aportar entre 150 mg/L y 350 mg/L de alcalinidad al sistema, alcanzando valores aproximados de pH 6. Estos valores se obtienen con tiempos de retención de como mínimo 10-15 horas (INAP, 2012). Una vez que el tratamiento deja de ser efectivo éste debe ser reemplazado. La vida útil de estos sistemas se estima entre 15-25 años, dependiendo de las características del lixiviado. Asimismo, es recomendable instalar válvulas de escape de CO_2 para el exceso que se pueda generar.

Normalmente, este sistema se considera como un pre-acondicionamiento y se implementa combinado con otras unidades de tratamientos pasivos aerobios, como por ejemplo, humedales aerobios.

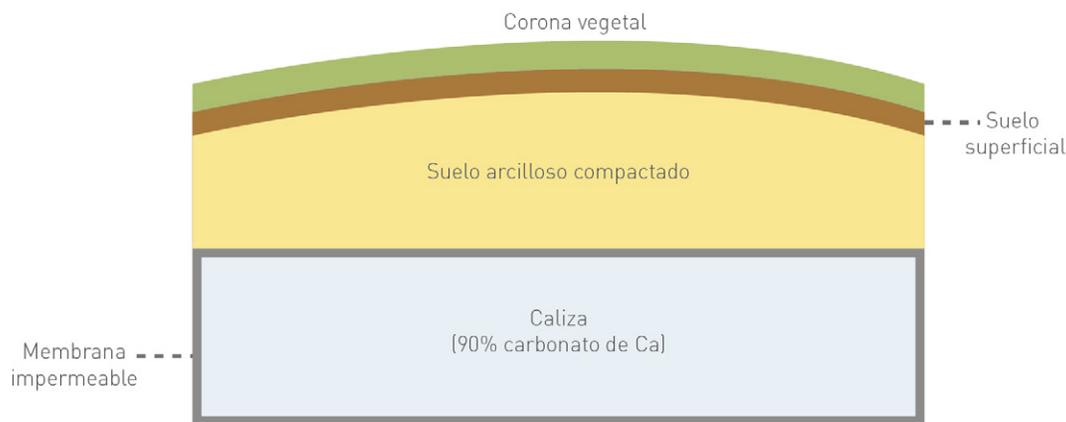


Figura 44. Esquema de un sistema de tratamiento ALD.
Fuente: Modificado de ITRC Mining Waste Team, 2014

Hay autores (Ziemkiewicz *et al.*,1997; Cravotta and Trahan, 1999) que defienden que este sistema puede aceptar tambiénguas oxigenadas. En este caso se les conoce como **Drenes abiertos de caliza** (*OLD, Open/Oxic Limestone Drains*), y pueden ser una alternativa a los ALD. A pesar de la precipitación de los óxidos e hidróxidos de Fe^{3+} y Al^{3+} en el lecho de la caliza, el sistema sigue funcionando con una eficacia entre el 50 y 90% a velocidades $> 0,1$ m/min, mientras los metales siguen en suspensión para su posterior precipitación (INAP, 2012). Estos sistemas, en términos de

construcción, son idénticos a los tratamientos ALD, y con un tiempo de retención mínimo de 2 ó 3 horas se alcanzan buenos índices de alcalinidad aunque menores a los de ALD (Pyramid Consortium, 2003).

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.

Referencias 5, 6, 8, 9, 11, 13, 14 y 17.

5

Sistemas reductores y productores de alcalinidad*(Reducing and alkalinity producing systems (RAPS), Successive alkalinity-producing systems (SAPS))***Variantes:** Lechos alcalinos; camas oxidantes de manganeso; sistemas de pirolusita (MnO_2).

Objetivo	Reducción del sulfato, retención de metales e incremento de alcalinidad
Tipo de tratamiento	No convencional / Biológico y precipitación química
Clasificación	Pasivo de tipo biológico / fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido
Contaminantes típicos	Acidez, sulfato

Los RAPS-SAPS son una mezcla entre un dren anóxico de caliza (ALD) (Tratamiento pasivo nº 4) y un humedal anaeróbico (Tratamiento pasivo nº 1). En la parte basal hay una capa de material alcalino, que se cubre por una capa orgánica (abono, compost) y ambos substratos son inundados por una capa de agua que genera las condiciones anóxicas y de presión, necesarias para que funcione el sistema. El flujo es de tipo vertical (López *et al.*, 2002). Usualmente van instalados como una sola unidad posterior al humedal artificial (Tratamiento pasivo nº 1) o laguna de sedimentación (Tratamiento pasivo nº 2) (Piramid Consortium, 2003).

La capa orgánica actúa como filtro de oxígeno y sirve como fuente de nutrientes para que las bacterias sulfato-reductoras actúen, evitándose de esta manera la precipitación de hidróxidos de hierro sobre la capa de caliza (Skousen *et al.*, 1998). Posteriormente el efluente fluye por el lecho de piedra caliza (ALD) donde se incrementa la alcalinidad, y finalmente es drenado por los tubos de descarga (López *et al.*, 2002). Se necesita de una carga hidráulica importante para que el sistema funcione (altura de caída $\geq 1,5$ m) (Piramid Consortium, 2003).

Al dimensionar la capa de caliza, hay autores que se basan en la capacidad de eliminar acidez por m^2 (Watzlaf and Hyman, 1995). Otros proponen que el grosor de la capa de caliza esté en función del tiempo de retención necesario para alcanzar la máxima alcalinidad (Kepler and McCleary, 1994). En general, el potencial de alcalinidad de un RAPS varía entre 35-400 mg/L de $CaCO_3$, y se estima una velocidad de adición alcalina de aproximadamente de 40 a 60 g/día al sistema (INAP, 2012).

Como alternativa es frecuente mezclar el abono o compost con los fragmentos de caliza para asegurar las condiciones anóxicas y resolver los problemas de conductividad hidráulica, que se pueden dar especialmente en la capa orgánica (Piramid Consortium, 2003).

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 5, 8, 9, 13, 17 y 23.

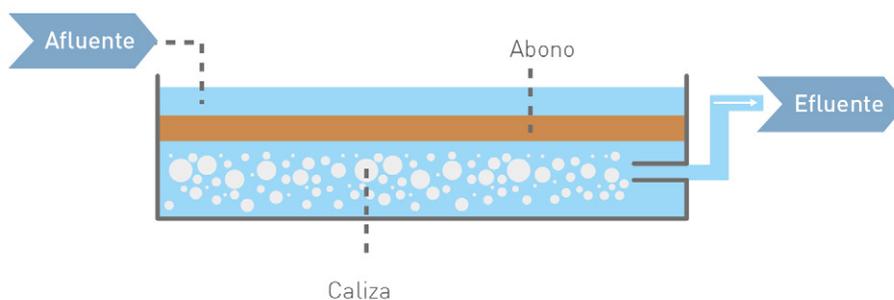


Figura 45. Esquema de un sistema de tratamiento pasivo RAPS.
Fuente: Modificado de Younger, 2000a; PIRAMID Consortium, 2003.

6

Barreras reactivas permeables (Permeable reactive barriers (PRB))

Objetivo	Reducir la cantidad de sólidos disueltos e incrementar el pH
Tipo de tratamiento	Convencional / Tratamiento biológico
Clasificación	Pasivo de tipo biológico
Tipo de drenaje	Ácido
Contaminantes típicos	Acidez, sulfatos, hierro, arsénico

Esta tecnología se basa en el tratamiento *in situ* de los drenajes y/o infiltraciones. Para ello se diseña con el objetivo de interceptar el paso del flujo subterráneo a través de la *barrera reactiva permeable*. Este sistema consta de una zanja subterránea transversal a la infiltración de drenajes, rellena de diversos materiales que van a actuar como una *barrera permeable y reactiva*. Estos materiales pueden actuar directamente (caliza o limaduras de hierro), o lo pueden hacer de una manera indirecta (substratos de carbono y/o nutrientes que favorezcan la actividad microbiana). Además, las *barreras* pueden ser permanentes o reemplazables si éstas pierden su capacidad de reacción.

Los procesos que ocurren en las *barreras* son:

- Transformación química: quelación de los metales en la barrera.

- Precipitación de los metales en forma de sulfuros, hidróxidos y carbonatos.
- Adsorción directa de los contaminantes que quedan inmovilizados en la barrera.
- Bioestabilización / Biodegradación: estimulación del crecimiento de microorganismos y bacterias que mediante su metabolismo generen condiciones que inmovilicen metales y metaloides, o los degraden como por ejemplo la reducción bacteriana de sulfatos.
- Alcalinización: incremento del pH por disolución del material carbonatado (caliza).

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 3, 4, 6, 8, 11, 13, 17, 21 y 23.

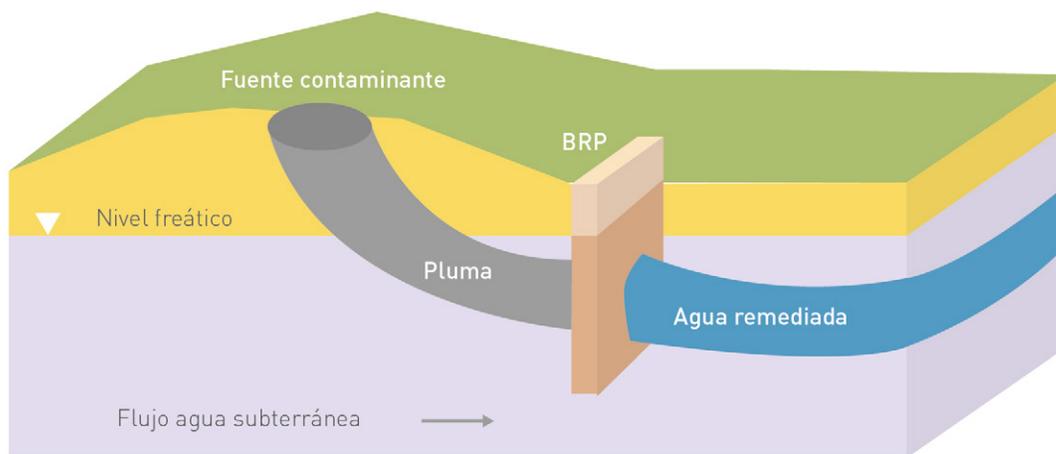


Figura 46. Esquema de una barrera reactiva permeable.
Fuente: Modificado de U.S. EPA., 1998.

7

Pozos de desviación de piedra caliza (Limestone diversion wells (LDW))

Variantes: Muros rellenos; cilindros rellenos; muros de caliza.

Objetivo	Incremento de pH y precipitación de metales
Tipo de tratamiento	Emergente / Precipitación química
Clasificación	Pasivo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino
Contaminantes típicos	Acidez y sulfato

Los pozos de desviación de piedra caliza (LDW) son dispositivos simples que representan una opción de tratamiento en sitios donde la diferencia topográfica es acentuada, permitiendo que una fracción del efluente se desvíe y atraviese una barrera de piedra caliza (un pozo, un cilindro o tanque de concreto relleno) provocando un aumento del pH y la precipitación de metales.

Suelen ser vistos como sistemas de tratamiento pasivo, aunque se requiere un mantenimiento significativo, ya que la piedra caliza sólo se puede añadir en pequeñas cantidades, lo que supone una recarga frecuente (sistemas de recarga automática).

Un LDW típico consiste en un cilindro o tanque vertical de metal u hormigón relleno de arena de piedra caliza, atravesado por otro tubo vertical en el centro del pozo hasta casi el fondo. La fuerza hidráulica permite alimentar el agua por el fondo del pozo, mediante una tubería conectada a una presa aguas arriba. El agua fluye hacia arriba a través de la piedra caliza, fluidizando el lecho. El caudal debe ser lo suficientemen-

te rápido para agitar el lecho de partículas para que el ácido disuelva las partículas de caliza generando alcalinidad, y formando flóculos de metal producidos mediante hidrólisis y neutralización. La acción agitadora de la piedra caliza fluidizada también ayuda en la disolución de la caliza eliminando las capas de óxido de hierro (Fe), de manera que la superficie de la piedra caliza continúe expuesta. El flujo sale por la parte superior del pozo y los flóculos de metal suspendidos precipitan en un estanque aguas abajo.

Mediante este sistema se estima que el rango de pH máximo alcanzable se sitúa entre 6 – 8, y puede ser instalado tanto superficialmente como ser enterrado junto al paso del efluente.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento. Referencias 6, 18 y 19.

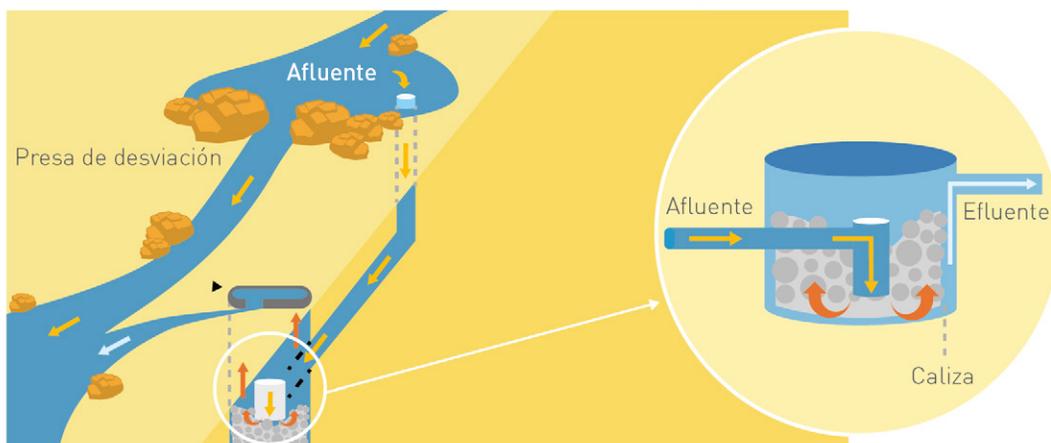


Figura 47. Esquema de un pozo de desviación.
Fuente: Modificado de Cravotta, 2010.

8

Lecho de escoria lixiviante*(Slag leach beds (SLB))*

Objetivo	Generación de alcalinidad
Tipo de tratamiento	No convencional / Precipitación química
Clasificación	Pasivo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido
Contaminantes típicos	Acidez

Los *lechos de escoria lixiviante* son sistemas similares a los OLD (Tratamiento pasivo nº 4), que consisten en estanques o celdas rellenas de escorias provenientes del proceso de producción de aceros. Esto con la finalidad de agregar grandes cantidades de alcalinidad al agua antes de entrar en contacto con el DM, mejorando su calidad. Este tipo de escorias tiene un potencial mucho mayor para la generación de alcalinidad que otros materiales generadores. Son atractivos porque son fáciles de construir y reponer, llegando a eliminar entre 0,4 a 59 t/año de carga ácida a bajo costo. Este sistema se ha utilizado especialmente en minas abandonadas (Ziemkiewicz *et al.*, 2003).

Es importante destacar que al aplicar esta técnica de tratamiento se debe controlar los altos niveles de alcalinidad del afluente tratado, los que de alcanzar ecosistemas circundantes pueden resultar tóxicos para la vida acuática. Así, el diseño se debe realizar caso a caso, y siempre dependiendo de la calidad del drenaje a tratar y de las condiciones del medio.

Ampliar información

*Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 6, 9, 12 y 24.*



Figura 48. Esquema de un lecho de escoria lixiviante.
Fuente: Modificado de ITRC Mining Waste Team, 2014

9

Cobertores productores de alcalinidad

(Alkalinity producing covers)

Variantes: Polvo de horno de cemento (*Cement kiln dust (CKD)*); polvo de horno de cal (*Lime kiln dust (LKD)*); carbonato de calcio precipitado (*Precipitated calcium carbonate (PCC)*); cenizas volantes (fly ash) de óxidos e hidróxidos de Ca y Mg; lodo rojo de agua de mar neutralizado (ingrediente activo clave $Mg(OH)_2$); magnesita cáustica convencional (MgO); magnesita cáustica mejorada (MgO).

Objetivo	Minimizar la acidez disminuyendo la tasa de infiltración
Tipo de tratamiento	Emergente/Precipitación química
Clasificación	Pasivo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido
Contaminantes típicos	Acidez

Los *cobertores productores de alcalinidad* son materiales sólidos que se disponen por encima, dentro o en la base del depósito de material (principalmente botaderos) y que tiene un componente generador de alcalinidad que minimiza la carga ácida de los efluentes descargados y además, disminuye la tasa de infiltración. La combinación estratégica de "acondicionadores alcalinos" (piedra caliza, magnesita cáustica, polvo de horno de cemento, etc.) proporciona un control del pH del material y se pueden aplicar de forma proactiva en los nuevos depósitos o retroactivamente en pilas abandonadas (ESI-CMIC, 2014).

El mecanismo responsable de la mejora en la calidad del efluente consiste en el revestimiento con precipitados de neutralización de las vías de flujo preferenciales, generados por la formación de alcalinidad

cuando el agua de lluvia reacciona con el material generador de alcalinidad en la superficie de la pila, y convirtiendo estas vías de flujo preferencial en canales inertes.

La eficiencia de los *cobertores* depende directamente de las condiciones climáticas en la zona donde se ubica la instalación, ya que a mayor precipitación mayor será la disolución de la alcalinidad y su infiltración dentro de la pila de botadero (Taylor *et al.*, 2006).

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 6, 19 y 20.

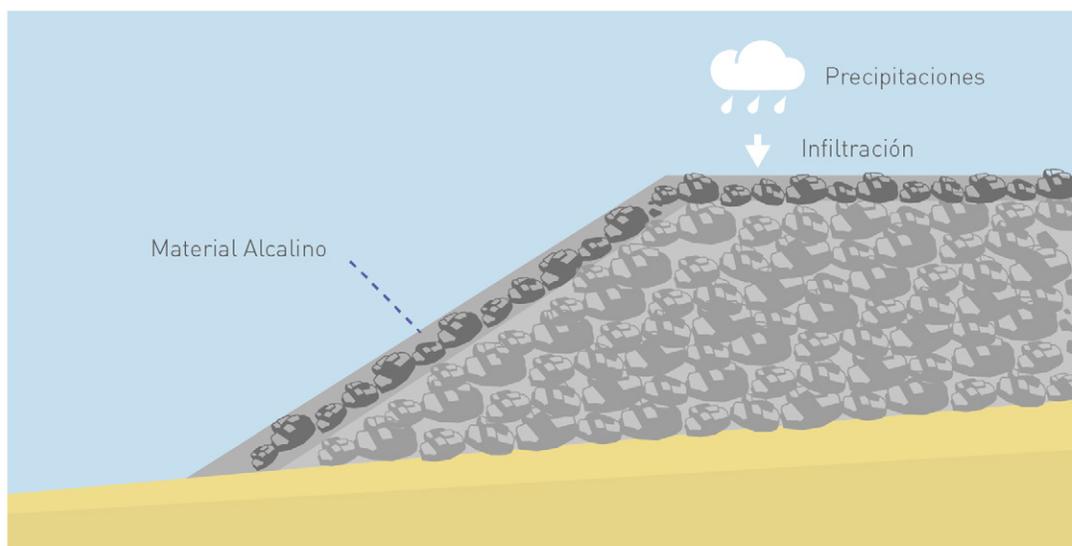


Figura 49. Cobertor productor de alcalinidad.
Fuente: Modificado de INAP, 2012.

10

Reactores SCOOFI (SCOOFI reactors)

Variantes: Reactores saturados; reactores insaturados.

Objetivo	Precipitación de hidróxidos de hierro y sólidos en suspensión
Tipo de tratamiento	Emergente / Precipitación química
Clasificación	Pasivo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Alcalino, neutro
Contaminantes típicos	Hierro

Un reactor SCOOFI es un medio plástico poroso con una relación de superficie muy alta, el que funciona oxigenando el drenaje a medida que éste pasa a través del reactor. De esta forma el hierro precipitará gradualmente y de manera constante, formando una capa delgada de hidróxido férrico (ocre). Una vez que el ocre ha recubierto el material poroso, la velocidad a la que el hierro (Fe) se retira del agua aumenta.

Es un proceso de dos pasos, en el que primero ocurre la oxidación de hierro en la superficie del reactor generándose una capa de hidróxido de hierro, luego se produce una mayor precipitación del hierro dado el efecto catalítico del hidróxido férrico. De esta mane-

ra, la oxidación de hierro ferroso es mucho más rápida que la oxidación por el oxígeno disuelto en solución. Por lo tanto, en aquellas faenas en los que la disponibilidad de espacio sea reducida los sistemas que emplean SCOOFI ofrecen la opción de lograr un tratamiento pasivo que representa una alternativa efectiva a los humedales aeróbicos y/o anaeróbico (Tratamiento pasivo n° 1).

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 2, 15, 17 y 22.

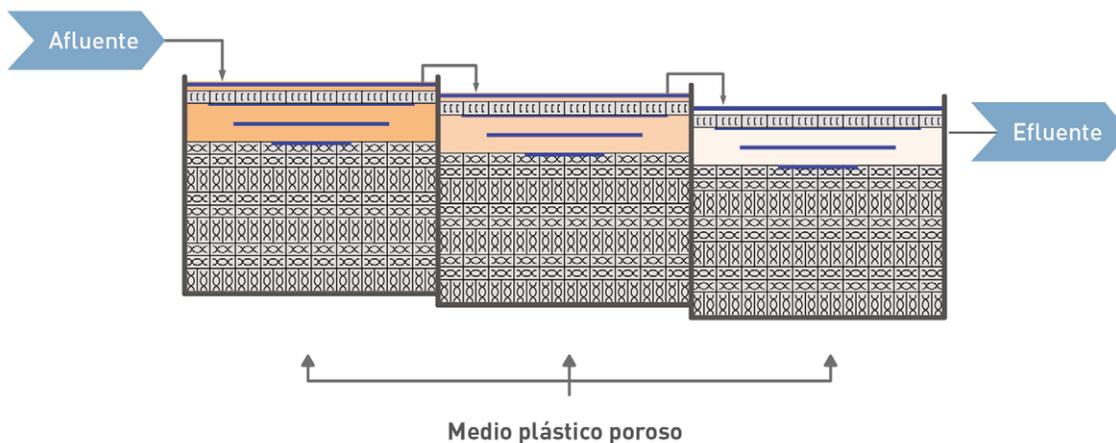


Figura 50. Reactor SCOOFI.
Fuente: Elaboración Propia.

A continuación, se presenta una tabla comparativa de los tratamientos pasivos presentados. (Tabla 24) de ventajas y desventajas de cada uno de

Tabla 24. Ventajas y desventajas de los tratamientos pasivos de DM.

		VENTAJAS	DESVENTAJAS
1	Humedal aeróbico	<ul style="list-style-type: none"> • Sistemas relativamente económicos de construir y operar. • Fáciles de mantener. • Tolerancia relativa a los cambios de cargas hidráulicas y biológicas. • Proporciona beneficios ecológicos. • Reconocido por agentes reguladores y grupos ambientales como una buena alternativa de tratamiento. 	<ul style="list-style-type: none"> • Requieren grandes superficies de terreno para su instalación. • Existen criterios imprecisos de diseño y operación de los humedales. • Presenta cambios en su funcionamiento cuando se generan cambios de estaciones, afectando la flora microbiana presente en el humedal. • Puede generar problemas de olor y mosquitos.
	Humedal anaeróbico	<ul style="list-style-type: none"> • Operan a baja o nula energía (proceso de bajo costo). • Disminución en la emisiones al aire y agua, así como baja generación de residuos secundarios, control de la erosión del suelo e infiltración de contaminantes. • Permite la remediación de sitios con presencia de múltiples y variados contaminantes, debido a la flexibilidad que presentan en su diseño y construcción. • Permite la restauración y recuperación de suelos al finalizar su funcionamiento. 	<ul style="list-style-type: none"> • La cinética de reducción del sulfato disminuye durante los meses fríos, provocando el menor rendimiento del sistema en períodos invernales. • La actividad de las bacterias sulfato-reductoras es sensible a cambios de pH, inhibiéndose a pH < 5, pudiendo llegar a desaparecer al entrar al sistema un afluente muy ácido.
2	Lagunas de sedimentación	<ul style="list-style-type: none"> • Costo-efectiva en zonas donde la tierra es barata. • Utilizan menos energía que la mayoría de los métodos de tratamiento. • Son fáciles de operar, mantener y requieren personal a tiempo parcial. • Eficiente con entradas intermitentes y sobrecarga de contaminante. • Permite la eliminación de microorganismos patógenos. • El efluente puede ser adecuado para el riego. 	<ul style="list-style-type: none"> • Requieren más área útil que otros métodos de tratamiento. • Baja eficiencia en climas fríos, pudiendo requerir más espacio y/o tiempos de detención más largos. • El olor puede convertirse en una molestia debido a la proliferación de algas en lagunas anaeróbicas y lagunas sin el mantenimiento adecuado.
3	Extracción pasiva de sulfatos	<ul style="list-style-type: none"> • Pueden lograrse altos niveles de eliminación de sulfato, hierro y otros metales. • Se produce un lodo relativamente inocuo fácilmente gestionable. • Los desechos orgánicos se pueden utilizar como donador de electrones (fuente de carbono). • El azufre elemental puede ser recuperado y valorizado económicamente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Las bacterias sulfato reductoras requieren un ambiente anaeróbico y pH neutro para reducir eficazmente el sulfato. • Los afluentes ácidos requieren neutralización antes de entrar al reactor. Estos sistemas de neutralización pueden aumentar la inversión y los costos de operación relacionados con la eliminación de lodos.
4	Drenes anóxicos de caliza	<ul style="list-style-type: none"> • Bajo costo de operación. • Tratamiento muy usual en operaciones mineras. 	<ul style="list-style-type: none"> • Velocidad de disolución lenta en comparación con los álcalis utilizados en el tratamiento químico. • Tendencia a la formación de lodo férrico.

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 24. (Continuación) Ventajas y desventajas de los tratamientos pasivos de DM.

		VENTAJAS	DESVENTAJAS
4	Drenes óxicos de caliza	<ul style="list-style-type: none"> Bajo costo operacional y de mantención. Simple implementación. Escasos impactos visuales. Alta tolerancia a condiciones climáticas variables. 	<ul style="list-style-type: none"> Se reduce su eficacia con el tiempo, ya que requiere mantenimiento y/o sustitución. Rango limitado de condiciones geoquímicas tratables, al generarse obstrucción del sistema cuando las concentraciones de hierro y aluminio están sobre los 2 mg/L (requiere tratamiento adicional).
5	Sistemas reductores y productores de alcalinidad	<ul style="list-style-type: none"> Los riesgos son menores a sistemas igualmente complejos como los humedales, ya que el objetivo es sólo generar condiciones alcalinas en el efluente. Utilizan solo el 20% del área que ocuparía un sistema de humedales para este mismo tratamiento. 	<ul style="list-style-type: none"> El principal inconveniente es que debe haber suficiente alivio en el punto de salida del agua para compensar las pérdidas de carga asociada con flujo superficial.
6	Barreras reactivas permeables	<ul style="list-style-type: none"> Bajo costo de operación y mantenimiento. La mayoría de los diseños de BRP no requieren estructuras sobre tierra. 	<ul style="list-style-type: none"> Es probable que necesite otro sistema de tratamiento complementario. Dependiendo del tamaño de la zona a tratar, el período de remediación puede ser extenso en el tiempo. La precipitación de los minerales presentes en el efluente pueden limitar la permeabilidad del sistema.
7	Pozos de desviación de piedra caliza	<ul style="list-style-type: none"> Sistema económico y bajo nivel de obra civil. Alta sostenibilidad. Se puede localizar a lo largo de una cuenca hidrográfica, por lo que puede abarcar extensas superficies. 	<ul style="list-style-type: none"> Dado que el cambio de elevación es inferior a 10 m, no está asegurada la condición de mezcla turbulenta. Una alcalinidad insuficiente puede producir precipitados metálicos que podría obstruir el pozo. Durante los períodos de flujo mayor, la tasa de generación de alcalinidad dentro de la LDW puede no ser adecuada para neutralizar la corriente a tratar.
8	Lecho de escoria lixiviante	<ul style="list-style-type: none"> Reutiliza residuos de la industria del acero. Baja mantención. Rápida aplicación. 	<ul style="list-style-type: none"> Existe un potencial de transferencia de metales desde la escoria al afluente.
9	Cobertores productores de alcalinidad	<ul style="list-style-type: none"> Minimiza costos y mejora el rendimiento de la gestión de DMA en botaderos y depósitos de lixiviación. Rápida, significativa y sostenible reducción de vertidos contaminantes desde botaderos en la mayoría de las condiciones climáticas. Controla la generación de hierro férrico soluble. Puede mejorar la capacidad de retención de agua en botaderos y depósitos de lixiviación. 	<ul style="list-style-type: none"> El uso de compuestos de cal quemados en las cubiertas son raramente rentables, por lo general de corta duración y tienen el potencial de generar picos de alcalinidad tóxico.
10	Reactores SCOOFI	<ul style="list-style-type: none"> Costo eficiente. Menor espacio que otros sistemas pasivos biológicos. Baja mano de obra en operación y mantención. 	<ul style="list-style-type: none"> Posibilidad de rápida saturación, obligando a realizar una limpieza constante.

Fuente: Elaboración Propia.

5.3.3 Tratamientos activos

Los tratamientos activos se caracterizan por ser procesos que necesitan del suministro de energía e insumos constantes.

Las consideraciones que se han tenido en la clasificación de estos tratamientos son:

1. Tipo de tecnología en relación a su consideración en el mercado: convencional, no convencional o emergente.
2. Tipo de tratamiento activo: tratamiento de aireación, adsorción, extracción líquido-líquido, intercambio iónico, precipitación química, técnica de membrana o tratamiento biológico anaeróbico.
3. Fundamento de la tecnología: proceso biológico, físico o fisicoquímico.

4. Levantamiento de los contaminantes abatidos más típicos: acidez, sulfato, hierro (Fe), magnesio (Mg), manganeso (Mn), cobre (Cu), zinc (Zn), aluminio (Al), plomo (Pb), plata (Ag), cromo (Cr), cadmio (Cd), níquel (Ni) y arsénico (As).

5. Tipo de DM a tratar: ácido (DMA), neutro (DMN) o alcalino (DMAL).

A continuación, en la Tabla 25 se compila un total de 16 tratamientos y sus variantes que requieren de energía externa y constante uso de reactivos.

NOTA: la notación de las figuras de las tecnologías de tratamiento consideran el DM como entrada al sistema (afluente) y salida del sistema (efluente).

Tabla 25. Tratamientos activos del DM.

Tratamiento	Variantes	Tipo de tecnología	Tipo de tratamiento	Clasificación general	Contaminantes											Tipo de drenaje		
					Acidez	Sulfato	Hierro	Magnesio	Manganeso	Cobre	Zinc	Aluminio	Plomo	Plata	Cromo		Cadmio	Níquel
1. Sistemas de aireación (<i>Aeration systems</i>)		Convencional	Aireación	Fisicoquímico			•											Ácido Alcalino
	2. Neutralización /Hidrólisis (<i>Neutralization/ Hydrolysis</i>)	Con Cal	Convencional	Precipitación química	Fisicoquímico	•	•	•				•	•			•	•	•
Con Caliza					•	•					•							Ácido
3. Precipitación de sulfuros (<i>Sulphide precipitation</i>)	BioSulphide® ChemSulphide®	Convencional	Precipitación química	Fisicoquímico														Ácido Alcalino
											•	•		•	•	•		Ácido Alcalino

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 25. (Continuación) Tratamientos activos del DM.

Tratamiento	Variantes	Tipo de tecnología	Tipo de tratamiento	Clasificación general	Contaminantes										Tipo de drenaje						
					Acidez	Sulfato	Hierro	Magnesio	Manganeso	Cobre	Zinc	Aluminio	Plomo	Plata		Cromo	Cadmio	Níquel	Arsénico		
4. Precipitación fraccionada con extracción selectiva <i>(Fractional precipitation with selective solvent extraction)</i>		Convencional	Precipitación química	Fisicoquímico		•	•				•							•	Ácido Alcalino		
5. Precipitación de sales en agua en condiciones supercríticas <i>(Salts precipitation by super critical water)</i>		Convencional	Precipitación química	Físico		•													Neutro		
6. Precipitación química de sulfatos <i>(Chemical precipitation of sulphates)</i>	Sal de Bario	Convencional	Precipitación química	Fisicoquímico		•													Ácido Alcalino		
	Etringita: SAVMIN™, CESR					•	•		•										Ácido Alcalino		
7. Tratamiento de membranas <i>(Membrane treatment)</i>	Osmosis inversa – SPARRO	Convencional	Técnicas de membrana	Físico		•	•	•	•					•	•	•	•		Ácido Alcalino		
	Ultrafiltración					•	•	•												Ácido Alcalino	
	Nanofiltración					•	•	•	•									•	•		Ácido Alcalino
	Microfiltración					•	•														
8. Electrofloculación <i>(Electrofloculation)</i>		Convencional	Electroquímica	Fisicoquímico			•	•											Ácido Alcalino		
9. Electrocoagulación <i>(Electrocoagulation)</i>		Convencional	Electroquímica	Fisicoquímico			•	•											Ácido Alcalino		

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 25. (Continuación) Tratamientos activos del DM.

Tratamiento	Variantes	Tipo de tecnología	Tipo de tratamiento	Clasificación general	Contaminantes											Tipo de drenaje		
					Acidez	Sulfato	Hierro	Magnesio	Manganeso	Cobre	Zinc	Aluminio	Plomo	Plata	Cromo		Cadmio	Níquel
10. Electroflotación <i>(Electroflotation)</i>		Convencional	Electroquímica	Fisicoquímico		•	•	•										Ácido Alcalino
11. Electrodialisis reversible <i>(Reversed electro dialysis)</i>		Convencional	Técnicas de membrana	Físico		•	•	•							•	•	•	Ácido Alcalino
12. Intercambio iónico con resinas selectivas <i>(Selective Ion exchange resins)</i>	-Proceso GYP-CIX -Zeolitas	Convencional	Intercambio iónico	Fisicoquímico			•	•		•							•	Ácido Alcalino
13. Remoción biológica de sulfatos <i>(Biological removal of sulphates)</i>	Precipitación "biológica" de sulfuros	Convencional	Tratamiento biológico anaeróbico	Biológico														
		No convencional			•	•											Ácido	
		Convencional																

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 25. (Continuación) Tratamientos activos del DM.

Tratamiento	Variantes	Tipo de tecnología	Tipo de tratamiento	Clasificación general	Contaminantes											Tipo de drenaje			
					Acidez	Sulfato	Hierro	Magnesio	Manganeso	Cobre	Zinc	Aluminio	Plomo	Plata	Cromo		Cadmio	Níquel	Arsénico
14. Adsorción con distintos materiales <i>(Adsorption with different materials)</i>	Adsorción en Carbón modificado con ZnCl ₂	Emergente	Adsorción	Fisicoquímico		•												Ácido Alcalino	
	Médula de fibra de coco					•													Ácido
	Zeolitas Modificadas (ZEOTREAT)					•	•												
15. Cristalización <i>(Crystallization)</i>	- Por dilución-enfriamiento - Por calentamiento-enfriamiento	Convencional	Precipitación química	Fisicoquímico		•												Ácido Alcalino	
16. Extracción por solvente <i>(Solvent extraction)</i>		No convencional	Extracción líquido-líquido	Fisicoquímico		•												Ácido Alcalino	

Fuente: Elaboración Propia.

1

Sistemas de aireación (aeration systems)

Objetivo	Aumentar la concentración de oxígeno disuelto, aumentar el pH y precipitación de metales
Tipo de tratamiento	Convencional / Aireación
Clasificación	Activo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino
Contaminantes típicos	Hierro

Los *sistemas de aireación* se utilizan como técnica para aumentar la concentración de oxígeno disuelto, con el propósito de elevar el pH del afluente, disminuir la concentración de dióxido de carbono (CO_2) y precipitar metales tales como hierro (Fe^{2+}) o el manganeso (Mn^{2+}). El aumento de la concentración de oxígeno se puede realizar mediante una aireación mecánica por gravedad o por difusión forzada, donde el oxígeno será impulsado a través de un sistema distribuidor de aire (ventilador o un agitador radial) a través de la corriente.

Se considera que en general su aplicación aumenta la eficiencia de otros tratamientos, ya que puede reducir

significativamente el uso de reactivos, además de los costos. En este sentido y en referencia a los costos de instalación, es importante considerar la tasa de disolución de CO_2 del aire. Pese a que el contenido de CO_2 en el aire es mucho más bajo que el O_2 , su tasa de disolución es más grande, lo que implica un consumo más alto de calor si es aplicado con otros tratamientos.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 15 y 16.

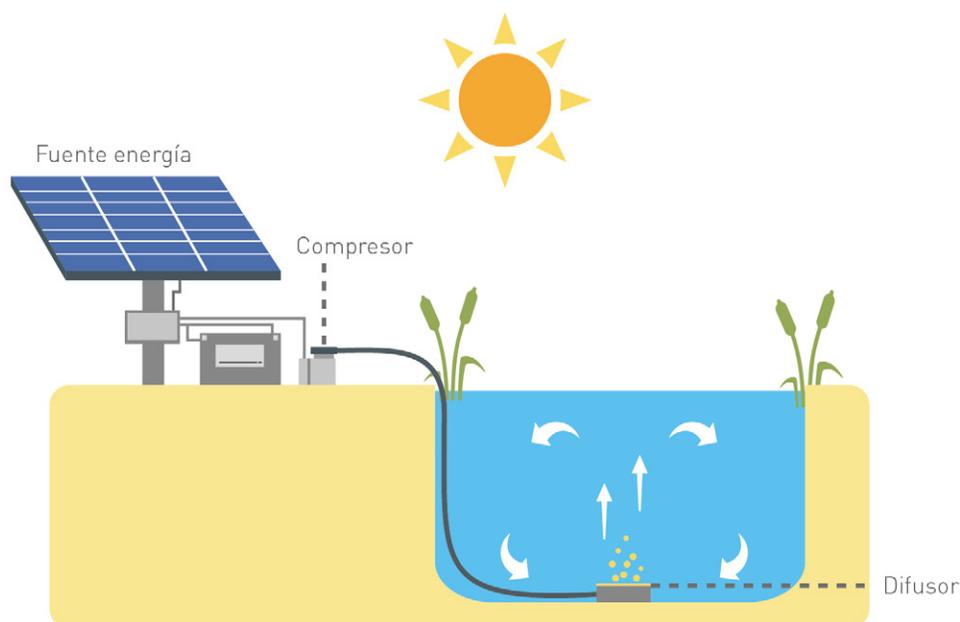


Figura 51. Sistema de aireación con alimentación energética solar.
Fuente: Modificado de Shenzhen Powered Optoelectronic Co., Ltd, 2015.

2

Neutralización/Hidrólisis (Neutralization / Hydrolysis)

Variantes: Cal; caliza.

Objetivo	Elevar el pH, neutralizar la acidez y precipitar metales	
Tipo de tratamiento	Convencional / Aireación	
Clasificación	Activo de tipo fisicoquímico	
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino	
Contaminantes típicos	CAL	Acidez, sulfato, hierro, zinc, aluminio, cadmio, níquel, arsénico
	CALIZA	Acidez, sulfato, zinc

Los agentes de neutralización más comunes son la caliza (CaCO_3) y la cal hidratada (Ca(OH)_2), pero también se utiliza la cal viva (CaO), la soda cáustica (NaOH), cenizas de soda (Na_2CO_3) o incluso cenizas volantes y subproductos de la combustión del carbón (CCBs³²) para proyectos muy concretos. Estos agentes se clasifican como sustancias peligrosas que requieren de un manejo especial ya que presentan un riesgo para la salud y el medio ambiente. La selección de uno u otro depende del volumen del caudal, acidez y/o carga metálica, eficiencia del proceso, tipo de lodos generados, características de separación sólidos/líquidos, calidad requerida del efluente tratado, y costos de operación y mantenimiento en relación al capital disponible.

La utilización de agentes neutralizantes lleva asociada la generación de lodos, resultado de las reacciones de neutralización. Estos lodos pueden producirse en grandes cantidades y se deben eliminar de manera sostenible con el medio ambiente. Estos se componen principalmente de óxidos e hidróxidos metálicos, sales de sulfato, yeso y productos químicos de neutralización que no han reaccionado. Tanto la deshidratación como la sedimentación de estos lodos suelen ser complejas, es frecuente la adición de polielectrolitos para mejorar este proceso.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 14, 15, 21, 34 y 35.

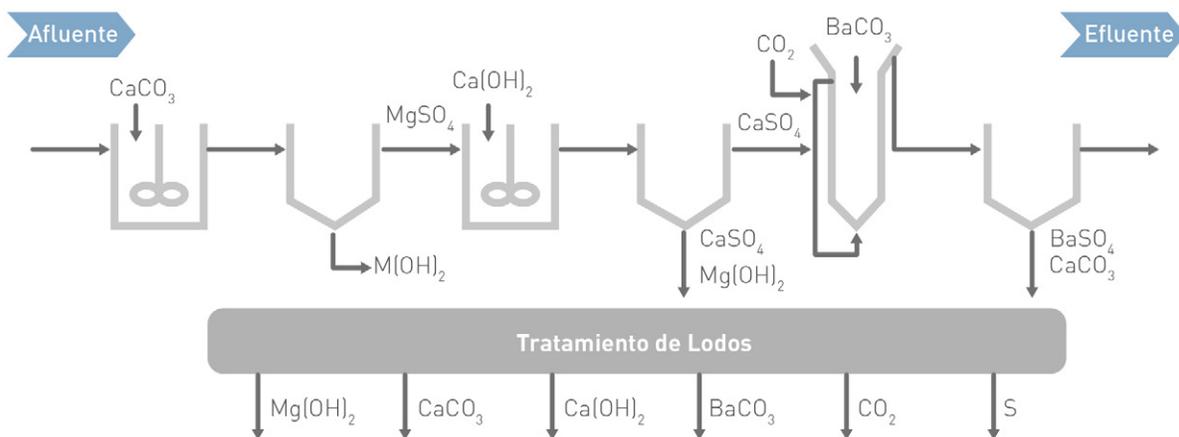


Figura 52 Diagrama de proceso de neutralización.
Fuente: Modificado de Rukuni *et al.*, 2012.

32. CCBs, por sus siglas en inglés, Coal Combustion.

3

Precipitación de sulfuros (Sulphide precipitation)

Variantes: BioSulphide®, ChemSulphide®.

Objetivo	Convertir compuestos metálicos solubles en sulfuros relativamente insolubles a través de la adición de agentes precipitantes
Tipo de tratamiento	Convencional / Aireación
Clasificación	Activo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino
Contaminantes típicos	Cobre, zinc, cromo, cadmio, níquel

Esta tecnología se utiliza principalmente en relación a la generación de energía, petróleo y gas, pero también en minería, tanto en DMA subterráneos como superficiales, corrientes de purga metalúrgicas, efluentes de plantas de cal y tratamiento de aguas de relaves.

Los precipitados de sulfuro y metal deben ser removidos físicamente de la solución, a través de tecnologías de coagulación, floculación, clarificación o filtración, dejando un lodo que contiene el metal precipitado en forma de sulfuro. Se presenta como una alternativa eficaz a la precipitación de hidróxido.

En un amplio rango de pH, los sulfuros son extremadamente reactivos con iones de metales pesados. La precipitación de sulfuro se puede utilizar para eliminar plomo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr) (VI), cadmio (Ca), zinc (Zn), mercurio (Hg), níquel (Ni), talio (Tl),

antimonio (Sb) y vanadio (V). La reacción de precipitación es generalmente inducida bajo condiciones casi neutras (pH 7 a 9).

Existen dos procesos convencionales utilizados en diferentes rubros industriales para la eliminación y recuperación selectiva de metales disueltos en el afluente; la tecnología BioSulphide® que utiliza gas sulfuro de hidrógeno (H₂S) producido biogénicamente y la tecnología ChemSulphide® que utiliza sulfuro químico.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 3, 18, 19, 21 y 30.

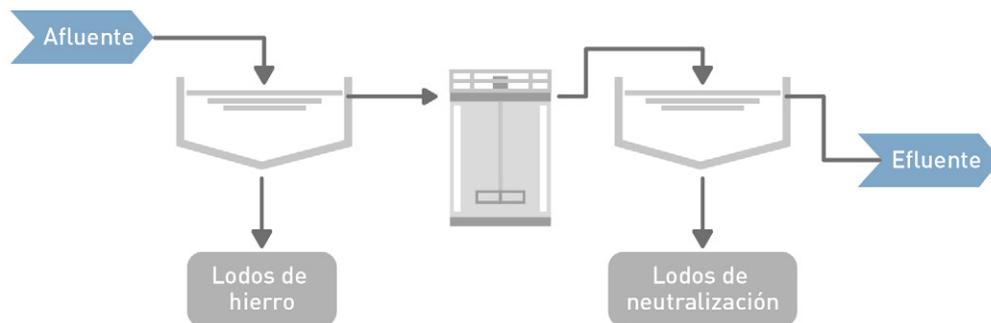


Figura 53. Diagrama del proceso de precipitación de sulfuros.
Fuente: Elaboración Propia.

4

Precipitación fraccionada con extracción selectiva

(Fractional precipitation with selective solvent extraction)

Objetivo	Precipitación selectiva de metales pesados realizada por etapas
Tipo de tratamiento	Convencional / Precipitación química
Clasificación	Activo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino
Contaminantes típicos	Sulfato, hierro, cobre, aluminio, arsénico

Este proceso combina diferentes operaciones unitarias integradas, con el objetivo de separar secuencialmente sulfato de calcio di-hidratado de otras impurezas, obteniendo un subproducto de valor comercial y minimizando la generación de residuo. La etapa de *precipitación fraccionada* es complementada con una etapa selectiva de extracción de cobre, arsénico, molibdeno o algún otro metal de valor comercial. El proceso implica la adición de reactivos químicos tras lo cual se procede a separar los sólidos precipitados del efluente tratado. La forma típica de separar el precipitado es usando un clarificador, aunque la separación por filtración o la implementación de membranas de cerámica también representan una alternativa que, aunque costosa, es más eficiente.

La tecnología MILAF® es un ejemplo de proceso para dar una solución a la generación de lodos arsenicales producidos en las fundiciones de cobre, el que consiste en confinar la totalidad del arsénico (As) presente

en el afluente en una pequeña fracción de lodo, del orden de 5 a 10% dependiendo de la concentración de acidez y arsénico presente. Como resultado del tratamiento sólo una parte del lodo estará contaminado, obteniendo entre un 90 a 95% de un subproducto de valor comercial como lo es el yeso ($\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$).

Sin embargo, la flexibilidad que presenta esta tecnología permite adaptar el proceso a distintas matrices y encontrar la mejor solución de tratamiento, pudiendo ser utilizada en muchos sitios afectados por DM, de forma independiente o en combinación con otros mecanismos de tratamiento.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
 Referencias 4, 5, 28 y 35.

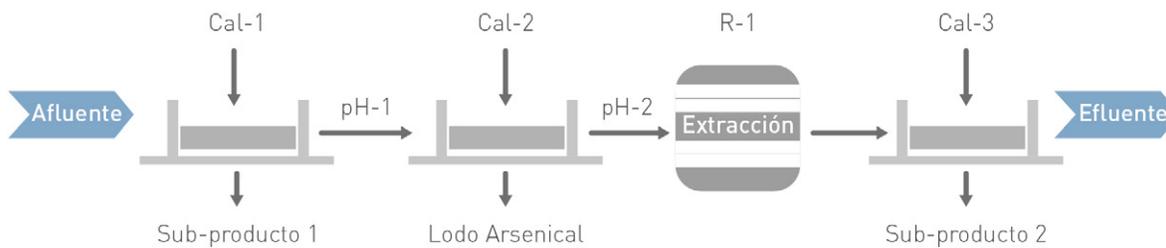


Figura 54. Diagrama de precipitación fraccionada y extracción por solvente (proceso MILAF® Fundación Chile).
 Fuente: Elaboración Propia.

5

Precipitación de sales en agua en condiciones supercríticas (Salts precipitation by supercritical water)

Objetivo	Eliminación de sales desde matrices contaminadas difíciles de tratar con tecnologías convencionales
Tipo de tratamiento	Convencional / Precipitación química
Clasificación	Activo de tipo físico
Tipo de drenaje	Neutro
Contaminantes típicos	Sulfato

Los procesos en agua supercrítica se caracterizan básicamente por operar en condiciones de presión y temperatura superiores a las que definen el punto crítico del agua (221 bar y 374°C). A medida que aumentan la presión y la temperatura para las fases líquida y vapor en equilibrio, en el líquido disminuyen las interacciones intermoleculares debido a la expansión térmica, al contrario que para el vapor, donde prevalece el efecto de la compresión, produciéndose un aumento de las interacciones. De este modo, las propiedades del líquido y del vapor se van acercando hasta que, llegados al punto crítico, coinciden. En ese punto, existe una sola fase (fase supercrítica) con propiedades intermedias entre las de los líquidos y los gases.

La separación de las sales presentes en el afluente precipitan debido a su insolubilidad en agua supercrítica. Debido a su densidad, las sales precipitan al fondo del reactor donde pueden ser disueltas y eliminadas en forma de salmuera concentrada o eliminadas periódicamente en forma sólida. Otra forma de separación de las sales es hacer pasar la mezcla en fase supercrítica a través de un reactor tubular horizontal, y a la salida, se enfría el efluente hasta una temperatura que permite la separación de las fases

gas y líquido. La solución líquida será la salmuera que contiene las sales concentradas que se retiran del sistema.

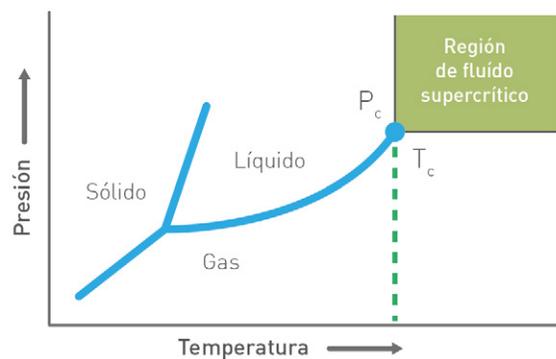


Figura 55. Diagrama de fases del agua.
Fuente: Modificado de NASA.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 1 y 20.

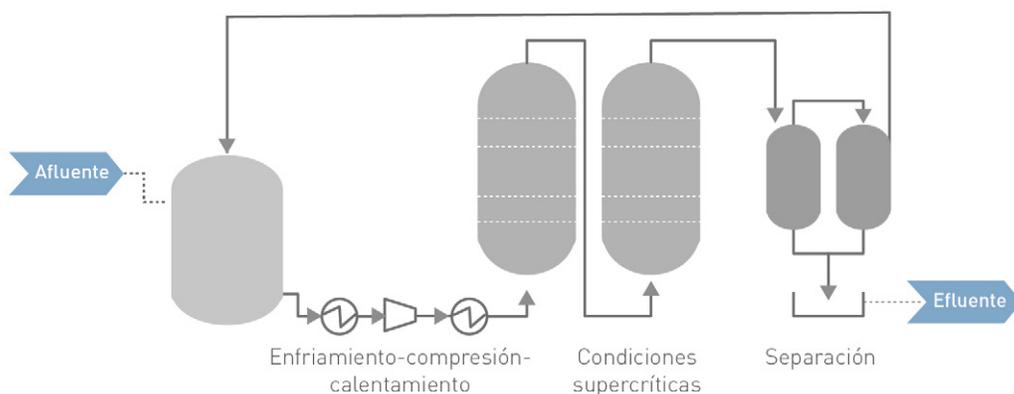


Figura 56. Diagrama de precipitación de sales en agua en condiciones supercríticas.
Fuente: Elaboración Propia.

6

Precipitación química de sulfatos *(Chemical precipitation of sulphates)*

Variantes: Sal de Bario; Etringita (SAVMIN™; CESR).

Objetivo	Eliminación de sales de sulfato presentes en DM y disminución de sólidos disueltos totales	
Tipo de tratamiento	Convencional / Precipitación química	
Clasificación	Activo de tipo fisicoquímico	
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino	
Contaminantes típicos	SAL DE BARIO	Sulfato
	ETRINGITA	Sulfato, hierro, manganeso

La técnica de *precipitación química de sulfato* es la separación de los sulfatos como sólidos, luego de neutralizar el afluente mediante adición de sales de bario y etringita. Mediante esta técnica se forman precipitados de sulfato de bario (BaSO_4) y etringita ($\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12}\cdot 26\text{H}_2\text{O}$), eliminando altas concentraciones de sulfatos en el efluente.

El proceso de sulfato de bario se basa en la adición de una sal de bario, formando un lodo insoluble que es separado y retirado de la corriente principal. El bario se recupera desde el lodo de sulfato y se recicla al proceso.

El proceso de precipitación de etringita, variantes SAVMIN™ y CESR, es similar al de sulfato de bario,

pero utiliza un producto químico patentado derivado de la industria del cemento, a base de hidróxido de aluminio, para precipitar etringita. Tiene la ventaja de no requerir la descomposición de la etringita o el reciclaje de los reactivos.

Los procesos SAVMIN™ y CESR han sido desarrollados y demostrados, obteniendo buenos resultados, sin embargo aún no han sido aplicados al tratamiento de DM a gran escala.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 4, 9, 10, 11, 14, 15 y 22.

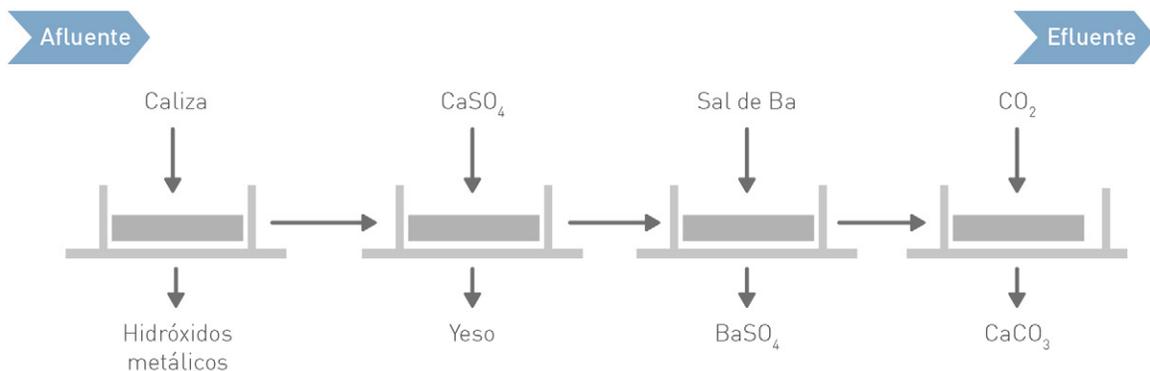


Figura 57. Diagrama de precipitación química de sulfatos.
Fuente: Elaboración Propia.

7

Tratamiento de membranas (Membrane treatment)

Existe una amplia gama de tecnologías de *tratamiento de membrana* para tratar aguas salobres y salinas como el DM, dentro de las cuales están la *Osmosis Inversa*, *Ultrafiltración*, *Nanofiltración* y *Microfiltración*. El uso de estas tecnologías aún supone un gran reto para la industria debido a la alta tasa de ensuciamiento de las membranas. Esto es aún más relevante en el caso de DM con altas cargas iónicas (metales, sulfato y carbonato, entre otros). Además, debido a la gran cantidad de sales, se generan altos flujos de salmuera y un gran volumen de lodos a disponer. Sin embargo, el desarrollo tecnológico a lo largo de los años ha permitido instaurar estas tecnologías como procesos convencionales, actualmente operando en faenas mineras.

Todos los *tratamientos de membrana* se ajustan a las siguientes características:

Objetivo	Desalinización de las corrientes de proceso, concentrando y separando sustancias de bajo peso molecular en solución
Tipo de tratamiento	Convencional / Técnica de membrana
Clasificación	Activo de tipo físico

Tipo de drenaje	Ácido, alcalino	
Contaminantes más típicos	OI	Sulfato, hierro, magnesio, manganeso, cromo, cadmio, níquel, arsénico
	UF	Sulfato, hierro, magnesio
	NF	Sulfato, hierro, magnesio, níquel, arsénico
	MF	Sulfato, hierro

• Osmosis Inversa variante SPARRO (Slurry precipitation and recycling RO)

La *osmosis inversa (OI)* es una técnica de alta eficiencia para la desalinización de las corrientes de proceso, concentrando y separando sustancias de bajo peso molecular en solución. Tiene la capacidad para concentrar todos los sólidos disueltos y suspendidos logrando un permeado con concentración muy baja de sólidos disueltos. Se utiliza típicamente para la desalación de agua de mar.

Su principio se basa en el proceso natural de la osmosis, que consiste en el paso del agua desde una solución menos concentrada a otra más concentrada a través de una membrana semipermeable. La OI es entonces el proceso físico inverso, que se consigue

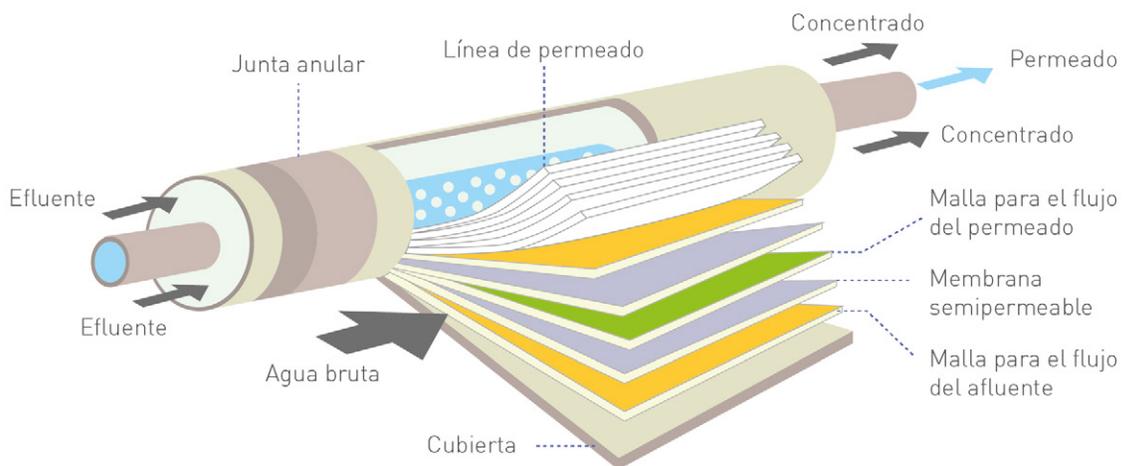


Figura 58. Membrana de osmosis inversa.
Fuente: Modificado de Inversiones Viemor c. a., sin año.

artificialmente aumentando la presión de la solución concentrada, venciendo la presión osmótica, para que el agua pase de la solución más concentrada a la menos concentrada. Estas membranas construidas especialmente para soportar esta presión, solo permiten el paso del agua obteniendo un permeado de alta calidad y con nula concentración de sólidos, iones, virus y bacterias.

El proceso SPARRO es una mejora del tratamiento de DM protegiendo la superficie de la membrana. Para ello se adicionan cristales de yeso antes de la OI, logrando que se precipiten gran parte de sólidos de calcio, sulfato y silicatos, que provocan escalamiento o ensuciamiento de la membrana. Así, la membrana logra elevar la eficiencia de tratamiento obteniendo mayores caudales de efluente tratado y menores volúmenes de rechazo.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 4, 9, 10, 11, 14, 15, 21, 23 y 35.

7.2 Ultrafiltración (Ultrafiltration)

La *ultrafiltración (UF)* es un proceso de fraccionamiento selectivo utilizan presiones de hasta 145 psi (10 bar). Se utiliza membranas con tamaño entre 5-500 nm para la separación de partículas coloidales, bacterias y virus. El agua se impulsa a baja presión mediante bombas eléctricas, obligándola a atravesar las membranas.

La tecnología de *UF* empezó a ganar terreno en la primera década de este siglo. Se han desarrollado membranas más resistentes y tecnologías de aplicación que permiten mejorar la calidad del agua en muchos procesos de manera muy segura.

Existen tres tipos de equipos de *UF*, que permiten manejar diferentes grados de turbidez de agua:

- Equipo tubular: trabaja en flujo cruzado, donde sólo el 10% del afluente a tratar pasa a través de la membrana. El agua se recircula hasta lograr una turbidez suficiente para generar la purga del agua.
- Fibra hueca: trabaja en flujo cruzado, similar a la *UF* tubular, y adicionalmente puede trabajar en flujo directo, es decir, que la totalidad del agua pasa a través de las membranas. Este tipo de operación únicamente se puede realizar cuando la turbidez del agua de alimentación es menor a 15 NTU.

- *UF* sumergida: funciona a través de la succión del afluente a través de las membranas, dejando las partículas a remover en el tanque de alimentación. De esta forma, el afluente es desechado cada vez que la turbidez concentrada alcance cierto límite.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 10, 11, 23 y 35.

7.3 Nanofiltración (Nanofiltration)

La *nanofiltración (NF)* se selecciona cuando la *OI* y *UF* no son opciones adecuadas para la separación. La *NF* puede realizar aplicaciones de separación tales como desmineralización, eliminación de color y desalinización. En la concentración de solutos disueltos orgánicos, sólidos coloidales e iones polivalentes, el permeado contiene iones monovalentes y solutos orgánicos de bajo peso molecular como el alcohol. Este proceso de filtración opera a presiones bajas, entre 3 y 25 Kg/cm³. Las membranas empleadas son hojas delgadas microporosas sujetas a una estructura de soporte más gruesa y porosa, generalmente fabricada en polipropileno o poliéster.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 10, 11, 15, 23 y 35.

7.4 Microfiltración (Microfiltration)

La *microfiltración (MF)* es un proceso de membrana de flujo cruzado de baja presión para la separación de partículas en suspensión coloidal y en el intervalo de 0,05 a 10 micras. La *MF* puede ser aplicada a muchos tipos diferentes de tratamientos de agua cuando se necesita retirar de un afluente las partículas de un diámetro superior a 0.1 mm.

El principio de funcionamiento es similar a la *UF*, sólo presenta algunas diferencias como:

- En general la membrana de *MF* tiene una misma estructura en todo su espesor, mientras que en caso de la *UF* la membrana presenta una estructura asimétrica.

- La totalidad del espesor de la membrana de MF determina la resistencia a la transferencia. En cambio, en la UF es la capa superficial que tiene los poros más pequeños que presentan la mayor resistencia a la transferencia.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
 Referencias 11, 23, 25 y 35.

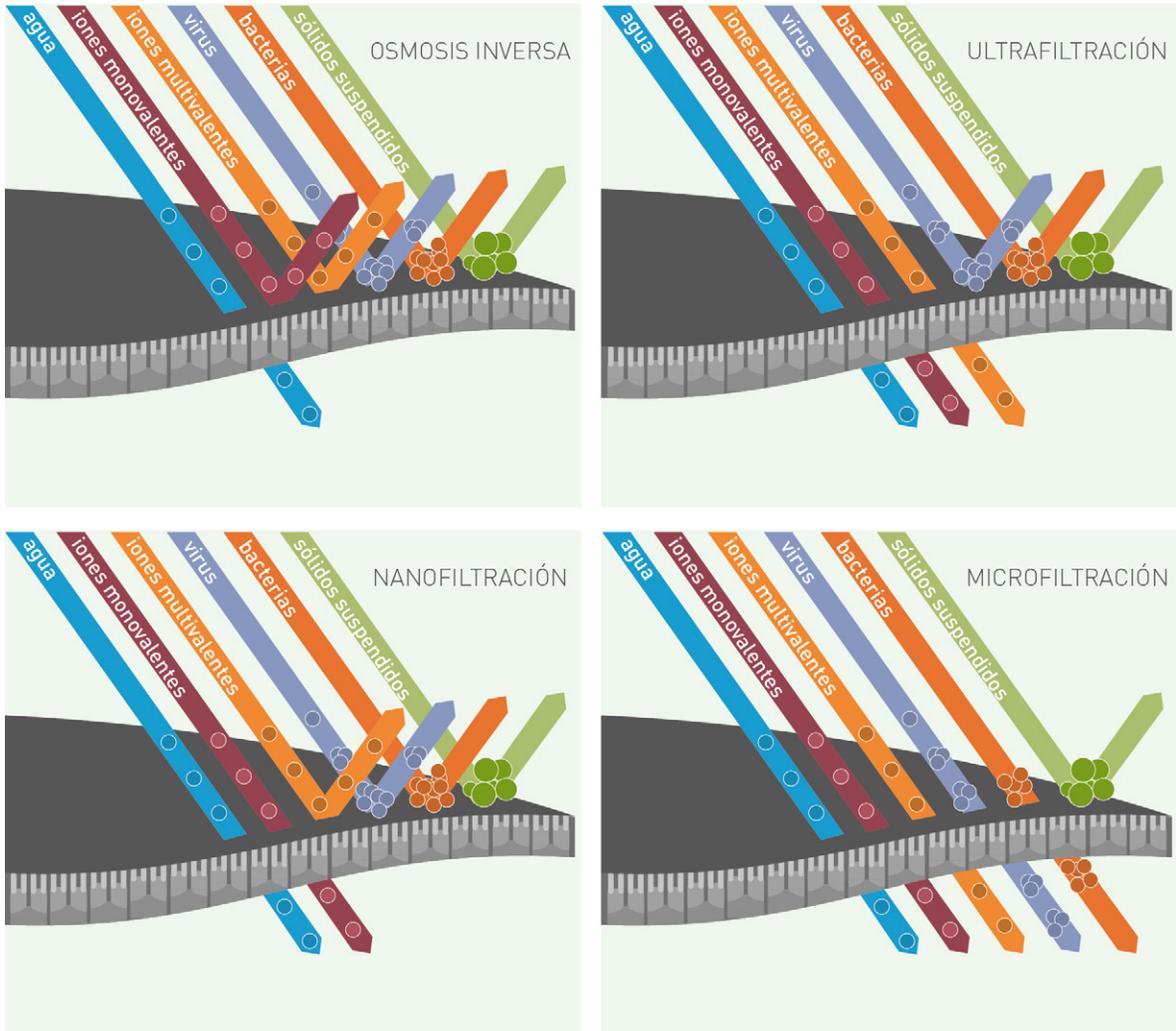


Figura 59. Tratamientos de membrana (Osmosis inversa, ultrafiltración, nanofiltración y microfiltración).
 Fuente: Modificado de Synder Filtration Inc., 2015.

8

Electrofloculación (Electroflocculation)

Objetivo	Eliminación de metales pesados presentes en matrices complejas
Tipo de tratamiento	Convencional/Electroquímico
Clasificación	Activo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino
Contaminantes típicos	Hierro, magnesio

La *electrofloculación (EF)* permite tratar grandes caudales con bajos costos de funcionamiento sin la utilización de productos químicos, con excepción del necesario para mantener un pH cercano a 7. El filtrado obtenido puede, en la mayoría de los casos, ser reincorporado al proceso de fabricación o bien reciclado. También se puede incorporar un equipo complementario y obtener un filtrado limpio, que puede ser utilizado en aquellas aplicaciones que necesitan un fluido de gran pureza.

La *EF* además permite eliminar los metales pesados disueltos en el efluente al tratar de reducir los enlaces

orgánicos que intervienen en la DQO (demanda química de oxígeno), AOX (compuestos orgánicos halogenados), etc. El proceso consiste en una regulación de pH inicial a neutralidad. Luego, se ingresa a la etapa de EF donde los electrodos de Fe y Al, alimentados eléctricamente con una corriente de alto amperaje y bajo voltaje conjuntamente a una agitación, logran formar flóculos sólidos e insolubles de hidróxidos metálicos.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 11, 17 y 33.

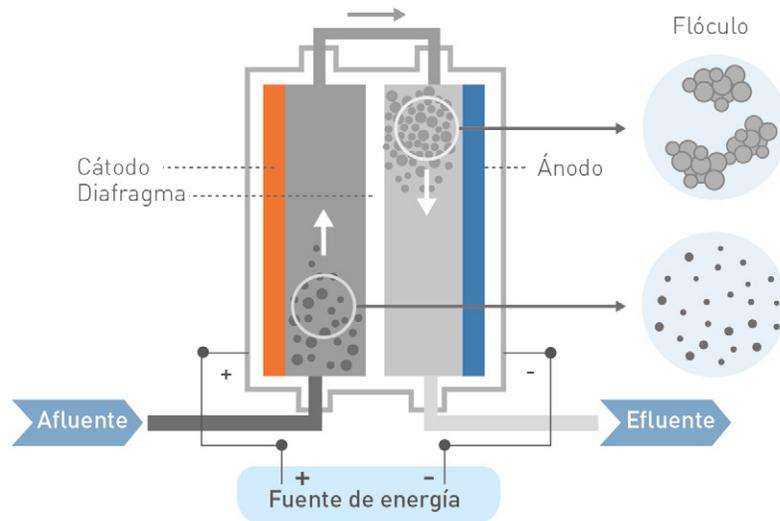


Figura 60. Proceso de electrofloculación.
Fuente: Elaboración Propia.

9

Electrocoagulación (Electrocoagulation)

Objetivo	Eliminación de material disuelto o en suspensión
Tipo de tratamiento	Convencional/Electroquímico
Clasificación	Activo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino
Contaminantes típicos	Hierro, magnesio

La *electrocoagulación (EC)* consiste en la desestabilización de contaminantes en suspensión, emulsionados o disueltos, mediante la acción de corriente eléctrica directa de bajo voltaje y por la acción de electrodos metálicos de sacrificio, normalmente aluminio (Al)/hierro (Fe). Se trata de un equipo compacto que opera en continuo, mediante un reactor de especial diseño donde se hallan las placas o electrodos metálicos para producir la electrocoagulación.

La *EC* ocurre cuando los iones metálicos formados por oxidación del ánodo reaccionan con los hidróxilos (HO^-) producidos en el cátodo por reducción del H_2O a H_2 . Los hidróxidos formados actúan como agentes floculantes y adsorbentes del contaminante. Hay dos mecanismos propuestos para la formación anódica del hidróxido, siempre con formación de hidrógeno en el cátodo. En el primero de ellos, el hierro se oxida a Fe^{2+} y éste, por acción del oxígeno del aire, se hidroliza dando $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Según el otro mecanismo, el Fe^{2+} forma $\text{Fe}(\text{OH})_2$ el que posteriormente se oxida a $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Como consecuencia de la electrólisis se forma también O_2 en el ánodo, lo que sumado al H_2 pro-

ducen finas burbujas que arrastran a los hidróxidos metálicos con el contaminante hacia la superficie del líquido, donde se concentran y pueden ser colectados y removidos fácilmente.

Al igual que los procesos convencionales de floculación y coagulación, estas operaciones son similares en su funcionamiento, diferenciándose principalmente en la forma y tamaño en la formación de sólidos de mayor tamaño que disminuyen su solubilidad en el agua. Estas sencillas operaciones requieren de equipos relativamente simples, ya que los coágulos formados contienen poca agua superficial, son ácido-resistentes y son más estables, por lo que pueden ser separados más fácilmente por filtración. Por otra parte, se trata de una tecnología de bajo costo y que necesita poca inversión en mantenimiento.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento. Referencias 9, 11 y 34.

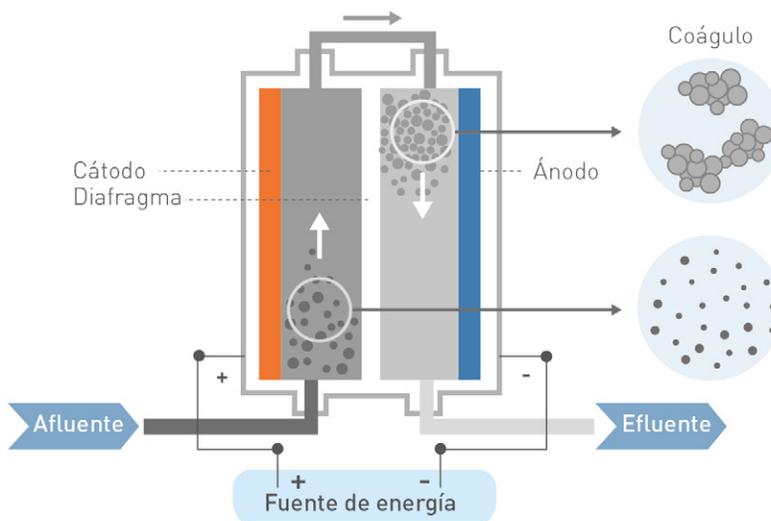


Figura 61. Proceso de electrocoagulación.
Fuente: Elaboración Propia.

10

Electroflotación (Electroflotation)

Objetivo	Separación de sólidos en suspensión
Tipo de tratamiento	Convencional/Electroquímico
Clasificación	Activo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino
Contaminantes típicos	Sulfato, hierro, magnesio, aluminio

El proceso de flotación consiste en la separación de un sólido desde una fase acuosa cuando la partícula se adhiere superficialmente a burbujas de aire previamente insufladas. La adhesión del material a estas burbujas de aire dependerá de las propiedades hidrofílicas y aerofílicas de cada especie que se requiera separar.

El proceso de EF representa una técnica especial de flotación. El gas necesario para separar las sustancias sólidas se genera en este caso mediante electrólisis del afluente que se va a tratar.

Además del efecto de flotación, este proceso conlleva otras ventajas. Por ejemplo, puede separar emulsiones y puede lograr también la floculación si se elige un material de electrodos adecuado. Si se combina con una cuba de flotación optimizada en cuanto al flujo, se obtiene un contenido de sustancias sólidas especialmente elevado y una óptima eficiencia de separación.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 11, 12 y 27..

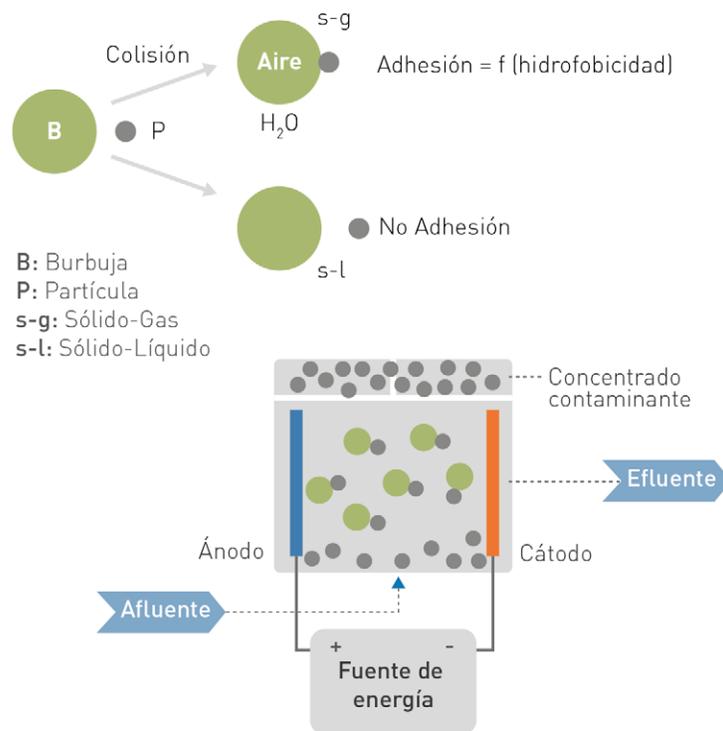


Figura 62. Principio básico del proceso de electroflotación.
Fuente: Modificada de Codelco Educa.

11

Electrodiálisis reversible (Reversed electrodialysis)

Objetivo	Separar los contaminantes ionizados según su carga eléctrica
Tipo de tratamiento	Convencional/Técnica de membrana/Electrólisis
Clasificación	Activo de tipo físico
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino
Contaminantes típicos	Sulfato, hierro, magnesio, cromo, cadmio, níquel

La *electrodiálisis reversible (EDR)* combina la tecnología de membranas con la aplicación de corriente eléctrica, para separar los contaminantes según su carga eléctrica. A diferencia de otros procesos de membrana, esta opción no se usa tanto en instalaciones de tratamiento de efluentes de gran escala como algunas de las otras tecnologías descritas. Por el contrario, se usa principalmente en aplicaciones donde se necesita obtener agua ultra pura.

El corazón del sistema, conocido como par de célula, está compuesto por dos membranas de intercambio iónico, que permiten de forma selectiva la transferencia de cationes y aniones, y los espaciadores que

separan las membranas y permiten la distribución del afluente sobre la superficie de las membranas. La acumulación en paralelo de hasta 600 pares de células constituye lo que se conoce como pila de membranas. El espaciador tipo malla genera una gran turbulencia, lo que facilita el transporte de los iones desde el afluente hasta la superficie de la membrana para su transferencia a la salmuera.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 4, 10, 11 y 14.

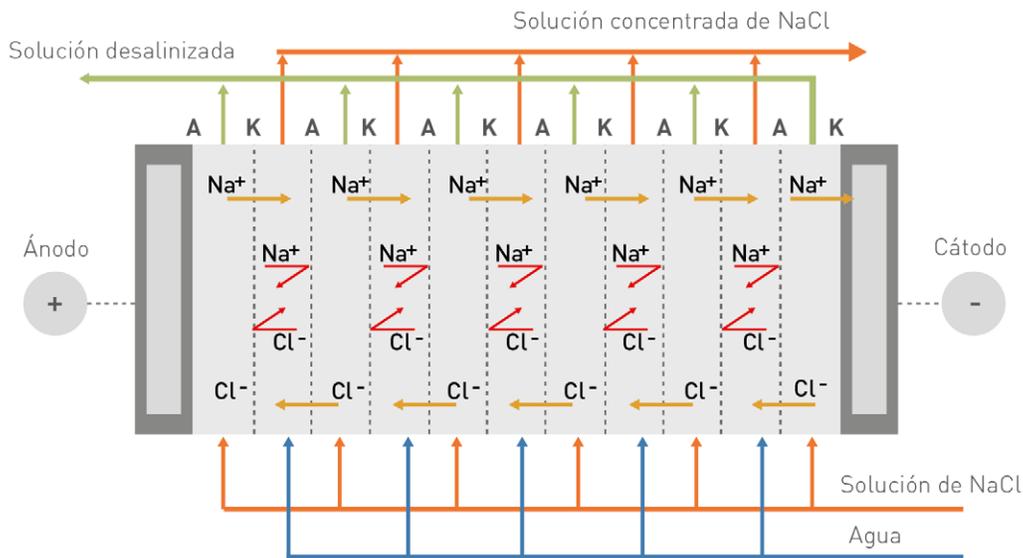


Figura 63. Diagrama de un proceso de electrodiálisis reversible.
Fuente: Modificado de U.S. Department of Energy, National Energy Technology Laboratory.

12

Intercambio iónico con resinas selectivas

(Selective ion exchange resins)

Variantes: proceso GYPCIX®; zeolitas.

Objetivo	Separar y concentrar contaminantes de forma selectiva
Tipo de tratamiento	Convencional/Intercambio iónico
Clasificación	Activo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino
Contaminantes típicos	Hierro, magnesio, cobre, arsénico

La tecnología de intercambio iónico es altamente selectiva y capaz de remover la totalidad del analito, sobre el 99,9%. El principal inconveniente para su uso en la remoción de sulfato es que la colmatación de las columnas puede ser un proceso rápido cuando hay alta concentración de sulfato en el afluente, obligando a ciclos de regeneración recurrentes.

La variante GYPCIX® utiliza intercambio iónico con el objetivo de tratar afluentes con alta concentración de sulfatos. La resina de cationes intercambia cationes como Ca y Mg y produce acidez. Luego, otra resina intercambia aniones (SO_4 , Cl^- , OH^-), equilibrando la acidez.

El efluente tratado es típicamente neutro. Este proceso ha sido demostrado a pequeña escala, pero no existen operaciones comerciales en el sector minero.

Existen otros materiales de origen natural, como las zeolitas, que pueden ser utilizados en vez de resinas. Sin embargo, estos poseen una capacidad limitada de intercambio por lo que no suelen ser usados en tratamientos a gran escala.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.

Referencias 4, 10, 11, 14, 15, 21, 29, 31, 34 y 35.

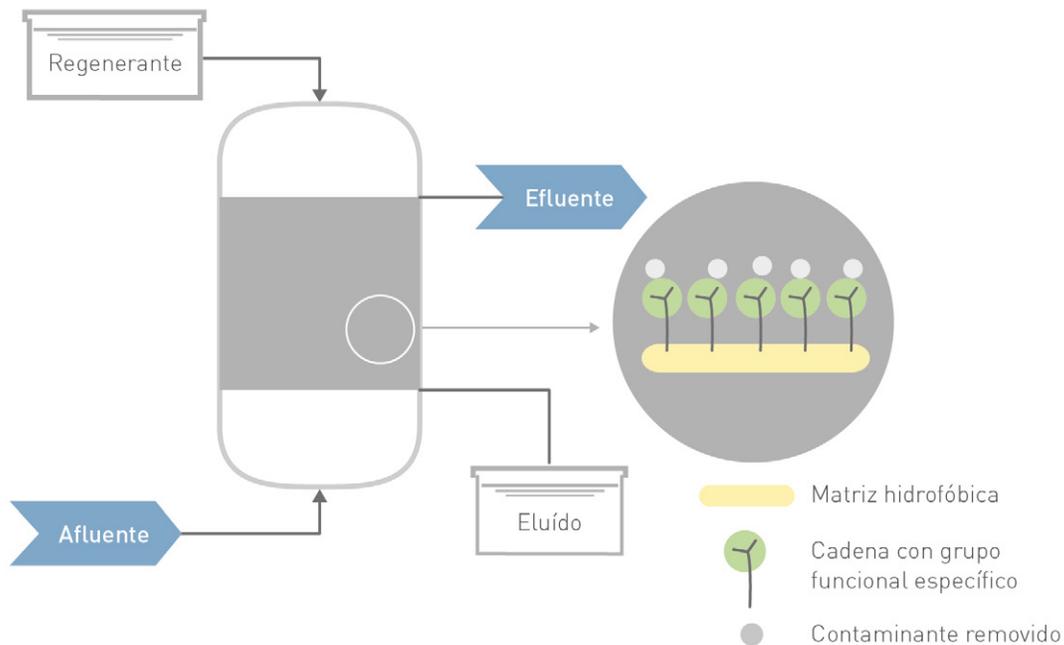


Figura 64. Principio del intercambio iónico con resinas selectivas.

Fuente: Elaboración Propia.

13 Remoción biológica de sulfatos

(Biological removal of sulphates)

Variantes: precipitación "biológica" de sulfuros (convencional); bioreactores sulfidogénicos THIOPAQ (No convencional); biosulfuro (Convencional).

Objetivo	Eliminación de compuestos azufrados y materia orgánica
Tipo de tratamiento	Convencional/No convencional/Tratamiento biológico anaeróbico
Clasificación	Activo de tipo biológico
Tipo de drenaje	Ácido
Contaminantes típicos	Acidez, sulfato

La *remoción biológica de sulfatos* consiste en la reducción del sulfato desde el seno de la solución, mediante el desarrollo anaerobio de microorganismos (bacterias) reductores de sulfato (BSR), como por ejemplo el género *Desulfovibrio*, *Desulfotomaculum*, *Desulfomonas*, *Desulfobacter*, *Desulfobulbus*, *Desulfococcus*, *Desulfonema*, *Desulfosarcina*, *Thermodesulfobacterium*, etc., cada uno con diversas especies.

Las características claves del proceso son: un pretratamiento para eliminar los metales por precipitación como sulfuros, hidróxidos o carbonatos. Seguido de la dosificación de una fuente donante de electrones y carbono tales como el alcohol, el azúcar, el gas H_2 y sustratos incluso complejos, tales como los lodos de depuradora. Luego se adicionan nutrientes, fuentes de nitrógeno, fosfato, potasio y oligoelementos.

Finalmente, la reducción de sulfato se produce en un reactor anaeróbico, mediado por bacterias reductoras de sulfato.

La población bacteriana incluye un conjunto de organismos tales como las bacterias y los metanógenos de fermentación, algunas de las cuales ayudan a hidrolizar y fermentar carbonos complejos a sustratos fácilmente disponibles para las bacterias sulfato-reductoras.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 4, 9, 10, 11, 13, 14, 15, 16, 34 y 35.

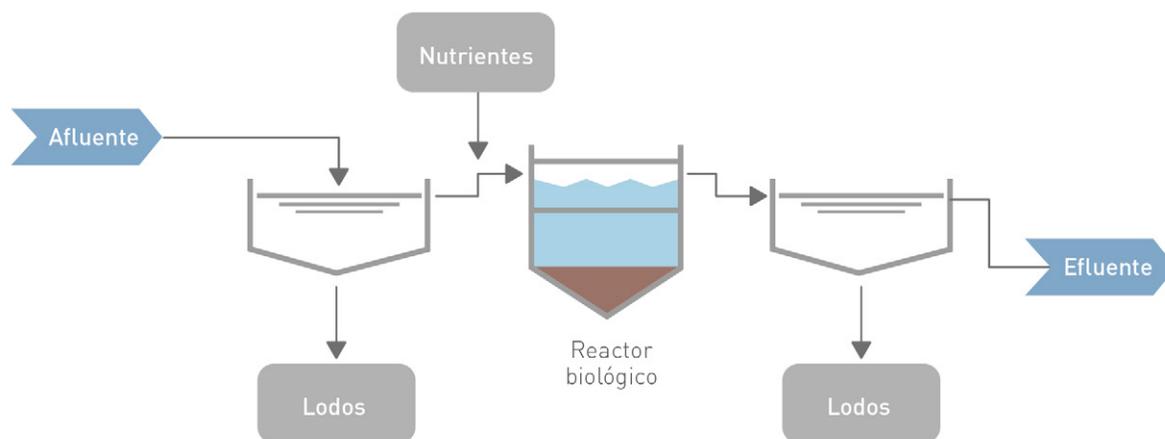


Figura 65. Diagrama de flujo de remoción biológica.
Fuente: Modificado de INAP, 2012.

14

Adsorción con distintos materiales

(Adsorption with different materials)

Variantes: carbón modificado con $ZnCl_2$; médula de fibra de coco; zeolitas modificadas (ZEOTREAT).

Objetivo	Precipitación de hidróxidos de hierro y sólidos en suspensión
Tipo de tratamiento	Convencional / Sedimentación
Clasificación	Pasivo de tipo físico
Tipo de drenaje	Alcalino
Contaminantes típicos	Hierro

• Carbón modificado con $ZnCl_2$

Objetivo	Eliminación de sulfatos, sólidos suspendidos, olores y color
Tipo de tratamiento	Emergente/Adsorción
Clasificación	Activo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino
Contaminantes más típicos	Sulfato

Esta tecnología se basa en un material adsorbente generado a partir de residuos de coco mezclados con carbón y tratados con cloruro de zinc ($ZnCl_2$). Este filtro de carbón modificado es capaz de remover sulfato del afluente por medio de adsorción. Mediante este proceso el sulfato se adhieren a la superficie de los gránulos del material adsorbente. Este material es muy eficiente ya que su gran porosidad hace aumentar la superficie en contacto con el agua.

La aplicación de carbón modificado constituye un tratamiento terciario y tiene por propósito obtener una calidad de efluente mejor que la conseguida en los tratamientos primarios y secundarios convencionales. Su aplicación se realiza en lechos empacados, tipo columnas, cargados con gránulos del material adsorbente (carbón activado) y se bombea, a través del filtro empacado, el afluente a tratar. A medida que el agua fluye a través de la columna, los químicos se adsorben a la superficie porosa de los gránulos. Cuando la superficie disponible del carbón activado se llena de químicos, se dice que el carbón está gastado. Este carbón gastado se debe reemplazar o limpiar para permitir que el filtro se reutilice (Figura 61).

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento. Referencias 2, 8 y 11.

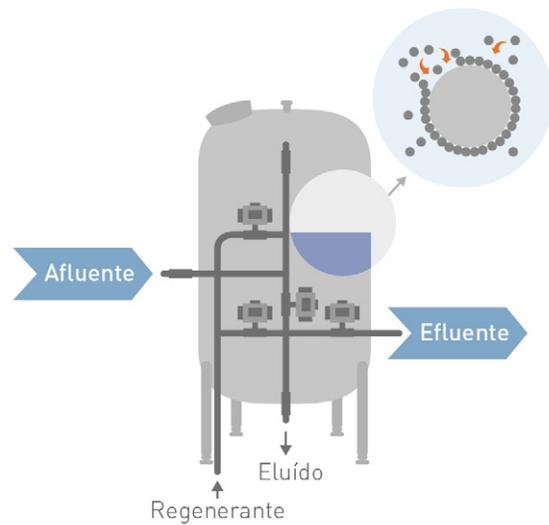


Figura 66. Columna de adsorción y pellets de carbón modificado.

Fuente: Elaboración Propia.

• Médula de fibra de coco

Objetivo	Remoción de sulfatos mediante adsorción
Tipo de tratamiento	Emergente/Adsorción
Clasificación	Activo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido
Contaminantes más típicos	Sulfato

La médula de fibra de coco es un residuo agrícola obtenido durante la separación de la fibra desde la cáscara de coco. Debido a sus propiedades de porosidad y altas capacidades de adsorción surgen numerosas aplicaciones para la eliminación de aniones desde afluentes industriales. La médula de fibra de coco se compone de 35% de celulosa, el 25.2% de lignina, 7.5% pentosanas, 1.8% grasa y resina, 8.7% de cenizas, el 11.9% de humedad y 10% de otras sustancias. Presenta una buena adsorción de tintes de forma natural, sin embargo muestra bajas eficiencias de adsorción frente a aniones. Con el fin de mejorar su capacidad de adsorción hacia aniones, la superficie de la médula de fibra de coco se modifica usando un tensioactivo catiónico.

La médula de fibra de coco es activada mediante la adsorción de HDTMA (198 mg/g), incrementando el contenido de C, H y N en su superficie, logrando un área superficial de m²/g. Al quedar la superficie con polaridad positiva, se produce la efectiva remoción de contaminantes aniónicos.



Figura 67. Fibra de coco.
Fuente: Fundación Chile, 2015.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 11, 21 y 24.

• **Zeolitas modificadas (ZEOTREAT)** (*Adsorption on modified zeolites*)

Objetivo	Eliminación de metales mediante adsorción
Tipo de tratamiento	Emergente/Adsorción
Clasificación	Activo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino
Contaminantes más típicos	Sulfato, hierro, arsénico

Las zeolitas activadas son zeolitas naturales sometidas a un proceso de activación que potencia su

capacidad intrínseca para la adsorción de cationes intercambiables (Figura 63). Por otra parte, las zeolitas modificadas son complejos órgano-minerales obtenidos del tratamiento de la Mordenita (un tipo de zeolita proveniente de Chile) con un detergente catiónico. Son usadas para remoción de aniones. La tecnología se basa en un proceso de adsorción en flujo continuo, en columnas con zeolitas acondicionadas y/o modificadas. El afluente es bombeado a través de la columna donde los contaminantes son retenidos, al saturarse la columna se inicia el proceso de regeneración.

Las *zeolitas modificadas* poseen una gran capacidad de adsorción de oxianiones como los formados por molibdeno, arsénico, selenio y azufre, sin perder la capacidad natural de adsorber cationes como el cobre, níquel, plomo, entre otros.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 6, 11, 26, 35 y 36.

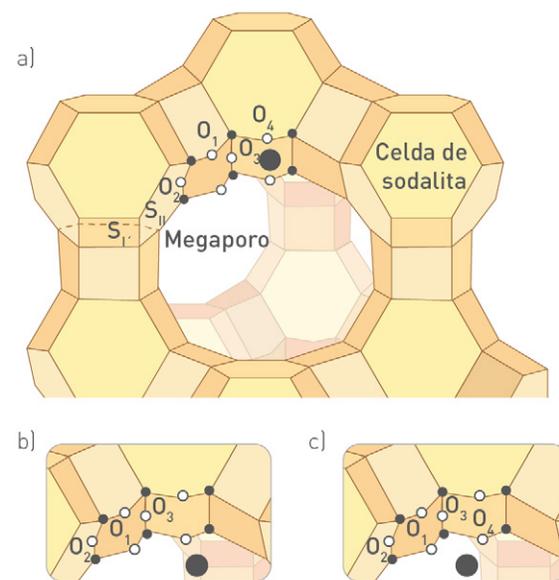


Figura 68. Esquema de la estructura de una zeolita.
Fuente: Modificado de Goursot, A. et al., 1997.

15 Cristalización

(Crystallization)

Variantes: dilución- enfriamiento; calentamiento-enfriamiento.

Objetivo	Eliminación de iones de sulfato presentes en solución electrolítica
Tipo de tratamiento	Convencional/Precipitación química
Clasificación	Activo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino
Contaminantes típicos	Sulfato

La cristalización es un tratamiento de purificación de soluciones electrolíticas, pero puede ser utilizado para la eliminación específica de sulfatos en efluentes residuales industriales.

Es un proceso donde, a partir de una solución diluida de dos o más electrolitos, se puede remover uno de ellos por dilución de la mezcla. Se debe conocer la solubilidad máxima del compuesto que no se quiere precipitar a la temperatura de enfriamiento dada, para luego diluir la mezcla lo necesario para que solo cristalice el electrolito en cuestión.

La salmuera formada por agua y cloruro de sodio con impurezas en forma de sulfato pasa por una serie de etapas de pretratamiento, para eliminar la mayor cantidad de iones de calcio y magnesio presentes en la salmuera. Luego la salmuera pasa a una etapa de

intercambio iónico donde se eliminan las trazas de calcio y magnesio remanentes. El licor resultante pasa a la celda electrolítica, donde se produce parte del cambio de cloruro de sodio a clorato de sodio. El licor de clorato de sodio resultante pasa entonces al cristalizador primario, donde el agua se evapora y se cristalizan cristales de clorato de sodio. En el cristalizador secundario, la solución madre diluida se enfría, para cristalizar el sulfato de sodio como decahidrato de sulfato de sodio, que se puede separar por centrifugación o filtración.

Ampliar información
Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
 Referencias 7, 11 y 32.

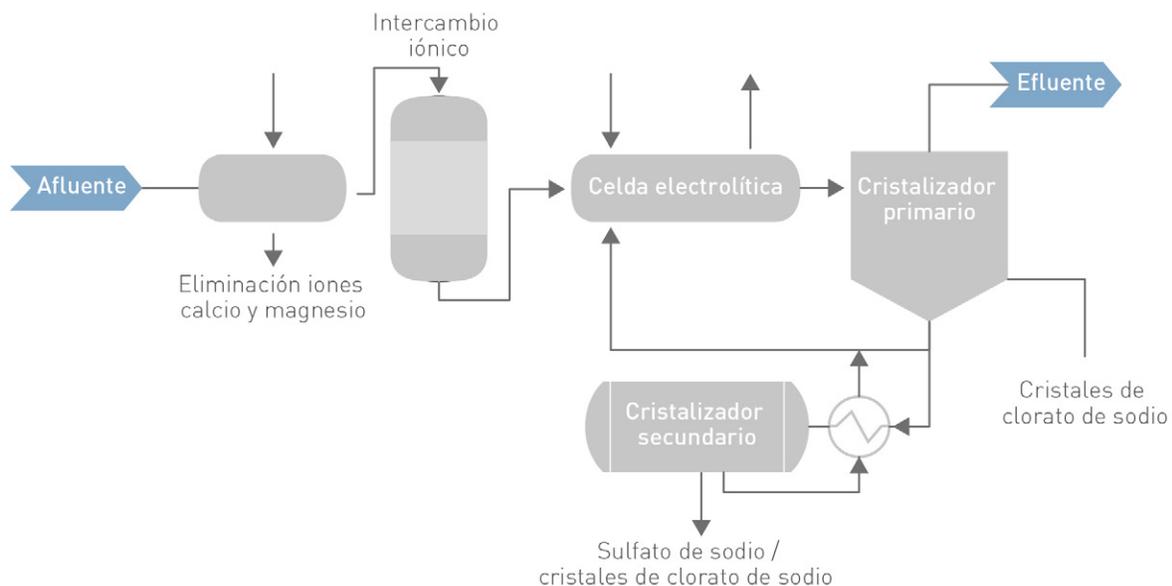


Figura 69. Diagrama de flujo del proceso de cristalización.
 Fuente: Modificado de Burkell *et al.*, 1987.

16

Extracción por solvente *(Solvent extraction)*

Objetivo	Separar y concentrar componentes desde una solución enriquecida
Tipo de tratamiento	No convencional/Extracción líquido-líquido
Clasificación	Activo de tipo fisicoquímico
Tipo de drenaje	Ácido, alcalino
Contaminantes típicos	Sulfato, cobre

La *extracción por solvente* es una operación de transferencia de masas en un sistema de dos fases líquidas que se fundamenta en el principio por el cual un soluto o ion metálico se puede distribuir en cierta proporción entre dos solventes inmiscibles, uno de los cuales es usualmente acuoso y el otro un solvente orgánico o cualquier solvente inmiscible al agua.

La separación es posible debido a que ciertos reactivos químicos orgánicos, tienen un alto grado de afinidad selectiva con determinados iones metálicos, formando compuestos organometálicos y a su vez, no tienen casi ninguna afinidad con iones contaminantes tales como iones de hierro (Fe), calcio (Ca), magnesio (Mg), aluminio (Al), etc.

En el proceso global de la extracción por solventes se distinguen tres momentos fundamentales, que consisten en:

- El líquido extractante se agrega a la solución primaria y se conecta con el ion metálico, que queda formando parte del extractante.
- Enseguida, este complejo extractante es separado

de la solución y llevado a una solución secundaria en el ion metálico.

- En esta solución secundaria se produce la re-extracción o descarga, es decir, el elemento de interés es nuevamente devuelto a una solución acuosa, pero exenta de impurezas, óptima para el proceso siguiente de electro-obtención.

Los principales parámetros para la operación en el proceso de extracción por solventes son los siguientes:

- Relaciones de flujo orgánico/flujo acuoso (O/A) medidos en las etapas de extracción y de descarga. Se debe recircular el electrolito necesario para alcanzar razón de O/A requerida en el mezclador.
- Tiempo de residencia en mezcladores (min).
- Flujo total en cada equipo (m^3/min) y equivalencia de (m^3/h) de flujo acuoso tratado.

Ampliar información

Anexo 2, Referencias para más información de prevención, control y tratamiento.
Referencias 11, 21 y 34.

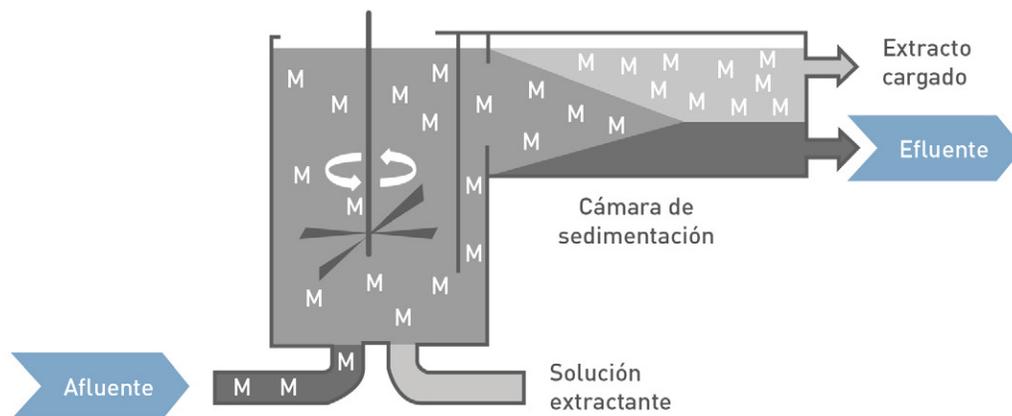


Figura 70. Diagrama de mezclador-decantador continuo de extracción por solvente.
Fuente: Modificado de Wilson *et al.*, 2014.

A continuación, se presenta una tabla comparativa de las tecnologías de tratamiento activo presentadas. (Tabla 26) de las ventajas y desventajas de cada una

Tabla 26. Ventajas y desventajas de los tratamientos activos de DM.

		VENTAJAS	DESVENTAJAS
1	Sistemas de aireación	<ul style="list-style-type: none"> • Simplicidad y efectividad del proceso. • Método eficaz y relativamente económico para la inyección de oxígeno. • Adaptable para un amplio rango de condiciones del sitio donde se implementará (sitios remotos, faenas activas). • Utiliza aire atmosférico como reactivo de tratamiento, evitando problemas de permisos, manipulación y eliminación de otros reactivos químicos. 	<ul style="list-style-type: none"> • No aplicable para afluentes que contienen alto contenido de oxígeno disuelto. • Se aplica comúnmente en combinación con otra tecnología.
2	Neutralización / Hidrólisis	<ul style="list-style-type: none"> • Necesita poco monitoreo. • Económico. • Remueve metales trazas. • Uso en capa suprayacente puede proporcionar fuente de alcalinidad a largo plazo generando una capa dura. 	<ul style="list-style-type: none"> • Producción de lodos. • Remueve bajas concentraciones de sulfato. • Eficacia depende de la infiltración de agua que lleve la alcalinidad hacia los residuos subyacentes. • Relación tamaño de partícula y liberación de alcalinidad debe ser estudiada. • Alcalinidad es consumida por el agua a pH neutro. • Mezcla y combinación desecho-material alcalino puede ser costosa.
3	Precipitación de sulfuros	<ul style="list-style-type: none"> • Mecanismo de remoción más eficiente que el logrado por la precipitación en forma de hidróxidos con cal. • El sistema requiere bajos tiempo de retención hidráulica. • Generación de un volumen de lodos reducido. • Generación de productos de metal de alto grado comercial adecuado para su refinación. 	<ul style="list-style-type: none"> • Las complejidades de estos sistemas resultan en mayores costos de capital y operación en comparación a los tratamientos con cal. • Potencial emisión de gases como sulfuro de hidrógeno. • Generación de productos sulfurados tóxicos.
4	Precipitación fraccionada con extracción selectiva	<ul style="list-style-type: none"> • Ofrece resultados permanentes para la eliminación de contaminantes metálicos. • Resultados inmediatos en la reducción de contaminantes hacia receptores superficiales. • Eficiente para alcanzar límites de descarga protectores para la salud pública y del medio ambiente. • Fácil de implementar. • Fácil de controlar. 	<ul style="list-style-type: none"> • Encarecimiento de los costos debido a los reactivos requeridos para su implementación. • No es aplicable para todos los casos, siendo necesario su análisis caso a caso. • Requiere de operación y mantenimiento. • Generación de un producto de desecho que debe ser tratados.
5	Pp. Química condiciones supercríticas	<ul style="list-style-type: none"> • No añade químicos a la matriz. • Podría precipitar metales trazas 	<ul style="list-style-type: none"> • Requiere alto nivel de monitoreo. • Ensuciamiento en los reactores.

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 26. (Continuación) Ventajas y desventajas de los tratamientos activos de DM.

		VENTAJAS	DESVENTAJAS	
6	Precipitación química de sulfatos	Bario	<ul style="list-style-type: none"> • Bajo nivel de sulfatos. • Se puede reciclar el BaS. • Remueve metales trazas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Producción de lodos. • Remueve pequeñas cantidades de metales traza. • Requiere alto monitoreo por los gases formados en el proceso (ácido sulfhídrico).
		Etringita	<ul style="list-style-type: none"> • Ofrece resultados permanentes para la eliminación de contaminante metálicos. • Resultados inmediatos en la reducción de contaminantes hacia receptores superficiales. • Eficiente para alcanzar límites de descarga protectores para la salud pública y del medio ambiente. • Fácil de implementar. • Fácil de controlar. • Se puede reciclar la etringita. • Remueve metales trazas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Encarecimiento de los costos debido a los reactivos requeridos para su implementación. • No es aplicable para todos los casos, siendo necesario su análisis caso a caso. • Requiere de operación y mantenimiento. • Requiere de energía para su proceso. • Generación de un producto de desecho que deben ser tratados. • Produce lodos. • Requiere alto nivel de monitoreo.
7	Tratamientos de membrana	Osmosis inversa	<ul style="list-style-type: none"> • Operación continua y poco espacio para sus instalaciones. • Pueden diseñarse plantas modulares adecuadas a cada necesidad en particular. • Remueve partículas en suspensión y microorganismos. • Permite remover la mayoría de los sólidos (inorgánicos u orgánicos) disueltos en el agua. • Resistencia al cloro. 	<ul style="list-style-type: none"> • El agua de alimentación requiere de un pretratamiento. • Los compuestos orgánicos que son inmiscibles en agua pueden afectar el funcionamiento de las membranas. • Algas y bacterias pueden causar taponamiento de las membranas. • El aluminio a concentraciones mayores a 0,1 mg/l puede ser un problema para la Ol. • Los aceites y grasas pueden afectar la capacidad de las membranas. • Genera un rechazo de sales.
		Ultrafiltración	<ul style="list-style-type: none"> • Presenta ahorro de energía ya que puede funcionar a baja presión. • Tiene un menor rechazo. • Uso reducido de reactivos químicos, incluso disminuye el consumo posterior de cloro en la etapa de desinfección. 	<ul style="list-style-type: none"> • No son eficientes para el tratamiento de aguas con elevado contenido de elementos. • A pequeñas escalas puede resultar más cara que a mayores escalas (economía de escalas). • Las membranas no son completamente semipermeables, pueden ocurrir fugas de algunos iones de la misma carga que la membrana. Este efecto es generalmente insignificante en soluciones con concentración baja, pero pueden ser graves en soluciones concentradas.
		Nanofiltración	<ul style="list-style-type: none"> • Alta eficiencia. • Sistema compacto y de fácil operación. • Genera aguas de alta calidad y posee un menor rechazo que la osmosis por ser un proceso de baja presión. • Generación de bajos volúmenes de rechazo. • Puede tratar grandes volúmenes de agua. • Bajos costos de operación. • Suelen ensuciarse menos que las membranas de osmosis inversa. 	<ul style="list-style-type: none"> • Usualmente el mantenimiento no es difícil, pero puede ser de alto costo si se requiere como primera acción el reemplazo de la membrana. • Los problemas de mantenimiento tienden a involucrar membranas con fugas y contaminadas. • El reemplazo de membranas debe ser realizado por personal especializado. Requiere de pretratamiento, dependiendo del caso. • Genera entre un 15 y 30 % de rechazo (lavado de la membrana) según el agua tratada que deben disponerse o tratarse.

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 26. (Continuación) Ventajas y desventajas de los tratamientos activos de DM.

			VENTAJAS	DESVENTAJAS
7		Microfiltración	<ul style="list-style-type: none"> • Puede tratar grandes volúmenes de agua. • Alta eficiencia y bajos consumos energéticos. • Uso reducido de reactivos químicos, incluso disminuye el consumo posterior de cloro en la etapa de desinfección. • Bajos costos de operación. • Tamaños pequeños para las plantas de tratamiento. 	<ul style="list-style-type: none"> • Genera entre un 30 y 60 % de rechazo (lavado de la membrana) según el afluente tratado, que deben disponerse o tratarse. • No son eficientes para el tratamiento de aguas con elevado contenido de elementos. • A pequeñas escalas puede resultar más cara que a mayores escalas (economía de escalas).
8		Electro-floculación	<ul style="list-style-type: none"> • Permite el tratamiento de grandes caudales. • No requiere agentes químicos de floculación. • Independiente de las variaciones de concentración en el efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Los electrodos deben ser cambiados regularmente para asegurar el buen funcionamiento. • Gran consumo de energía si el sistema no está bien diseñado.
9		Electrocoagulación	<ul style="list-style-type: none"> • Capacidad para eliminar las partículas coloidales más pequeñas. • Requiere equipamiento sencillo y fácil de usar. • No requiere insumos químicos. • Puede aplicarse por módulos. • Reúso del efluente tratado. 	<ul style="list-style-type: none"> • Requiere del reemplazo frecuente de electrodos. • Deben ajustarse los parámetros caso a caso. • Oxidación en ánodo puede generar una capa que disminuye la corriente eléctrica de paso. • Las condiciones de operación dependientes de las condiciones químicas, pH, tamaño de partículas del agua y conductividad. • Generación de lodos. • No trata grandes volúmenes.
10		Electroflotación	<ul style="list-style-type: none"> • No requiere insumos químicos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Si el pH no está entre el rango de 5-8 se requiere de un ajuste previo. • Precipita iones metálicos.
11		Electrodiálisis reversible	<ul style="list-style-type: none"> • No requiere de insumos químicos. • De operación simple. • Se puede ajustar para el uso en sistemas pequeños. • Por lo general funciona automáticamente con pocos requisitos de mantenimiento y funcionamiento. • Puede utilizar diferentes fuentes de energía eléctrica (combustibles fósiles o renovables como solar o eólica). 	<ul style="list-style-type: none"> • Requiere gran cantidad de energía. • Necesita purificación previa. • No se puede usar para aguas de dureza superior a 1ppm.
12		Intercambio iónico con resinas selectivas	<ul style="list-style-type: none"> • Tecnología innovadora. • Altamente costo-eficiente. • De operación simple. • Ocupa espacios pequeños. • La regeneración del material aumenta su vida útil. • No genera lodos y produce bajos volúmenes de rechazo. • Posibilidad de aplicación en una gran variedad de matrices. • Adaptación a fluctuación de concentraciones de entrada. • Facilidad para complementarse con otras tecnologías a costos razonables. 	<ul style="list-style-type: none"> • Posee costos operacionales mensuales por consumo de reactivos químicos. • Requiere uso de insumos constantes. • Requiere el uso de regenerantes. • Genera eluídos que deben ser dispuestos o tratados. • Requiere pretratamiento en efluentes con alta carga de sólidos suspendidos totales (SST).

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 26. (Continuación) Ventajas y desventajas de los tratamientos activos de DM.

		VENTAJAS	DESVENTAJAS
13	Remoción biológica de sulfatos	<ul style="list-style-type: none"> • Se puede acondicionar para el tratamiento de grandes caudales en un espacio reducido. • Se pueden ajustar y regular los caudales, tiempo de retención hidráulica, adición de reactivos químicos y bombeo según las necesidades del proceso. • Escasos requerimientos de operación y mantenimiento, pudiendo mantenerse por meses sin la intervención de un operador. • Utilizan materiales presentes en el sitio donde se instalan como sustrato, reduciendo los costos de materiales para su construcción. • Además del sulfato, se pueden remover metales pesados. • El sulfuro es muy reactivo y se puede llevar a sulfuro de sodio o azufre sólido, que tienen un buen valor de mercado. • Este tipo de sistemas de tratamiento permite obtener efluentes tratados con concentraciones muy bajas de sulfato. 	<ul style="list-style-type: none"> • Dependiendo del sustrato utilizado es el requerimiento de construcción, operación y mantenimiento (matrices orgánicas lentamente solubles requieren menor control). • Climas con períodos de frío largos, pueden resultar en una reducción del rendimiento (baja actividad microbiana), mientras que altos flujos de entrada en climas con lluvias intensas pueden afectar negativamente el sistema de tratamiento. • Condiciones extremas de la química del afluente pueden afectar las condiciones normales a las cuales actúa el reactor, produciendo la disminución en la tasa de actividad de la flora microbiana presente en el reactor, además de generar condiciones de precipitación de algunas especies metálicas por sobre otras. • Se pueden generar en algunos casos taponamientos de los sistemas o la formación de vías preferenciales, relacionadas con el tipo de sustrato que se utilice, lo que eventualmente requerirá del retiro completo del contenido del reactor bioquímico o de su reconstrucción. • Costo de la fuente de carbono y energía que necesitan los microorganismos para realizar el bioproceso (se pueden ocupar fuentes de carbono alternativas, residuos orgánicos). • Se producen lodos. • El sulfuro producido es tóxico y corrosivo.
14	Adsorción		
	Carbón modificado	<ul style="list-style-type: none"> • Además de remover sulfato es útil para remoción de olor, sabor y color. • Remueve plaguicidas y compuestos orgánicos volátiles. • Gran capacidad de remoción. • Económicos. • Fáciles de operar y mantener. 	<ul style="list-style-type: none"> • Mantenimiento frecuente. • Esta tecnología no destruye los contaminantes y eventualmente se requiere de otra tecnología que sí lo haga. • Generan residuos que deben ser dispuestos en vertederos controlados.
	Médula de fibra de coco	<ul style="list-style-type: none"> • Tecnología innovadora. • Alternativa sustentable de tratamiento. • Bajos costos de operación y mantenimiento. • Operación simple. 	<ul style="list-style-type: none"> • Debe ser activada para mejorar la eficiencia. • Necesidad de estudios adicionales para su desarrollo industrial.

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 26. (Continuación) Ventajas y desventajas de los tratamientos activos de DM.

			VENTAJAS	DESVENTAJAS
14	Adsorción	Zeolitas modificadas (ZEOTREAT)	<ul style="list-style-type: none"> • Altamente innovadora. • Entrega valor agregado a un producto nacional como lo es la zeolita natural. • Permite recuperación de valores metálicos. • Tiene bajo costos de inversión. • Es de operación simple. • La posibilidad de regeneración del material de intercambio aumenta su vida útil. • Emplea reactivos comunes para la regeneración del material. • No genera lodos y produce bajos volúmenes de eluídos. • Posibilidad de aplicación en una gran variedad de matrices. • Entrega soluciones integrales por su flexibilidad en aplicación y por su facilidad para complementarse con otras tecnologías a costos razonables. 	<ul style="list-style-type: none"> • Posee costos operacionales mensuales por consumo de reactivos químicos. • Requiere el uso de regenerantes. • Genera eluídos que deben ser dispuestos o tratados. • Finalmente la zeolita agotada debe ser dispuesta. • El 60% de los costos operacionales corresponden a la regeneración.
15	Cristalización		<ul style="list-style-type: none"> • Preserva la actividad microbiológica. • Uso de materiales simples. • No requiere del uso de reactivos por lo que el costo operacional puede ser bajo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Tiene un alto consumo energético. • Se requiere hacer estudios previos de solubilidad a diferentes temperaturas.
16	Extracción por solvente		<ul style="list-style-type: none"> • Genera subproductos. • No genera residuos ni lodos a disponer. • Genera aguas de alta calidad. • Recupera sulfato. • Costos amortiguados. • Permite reuso de extractantes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Requiere de un diseño a la medida. • Requiere de insumos químicos específicos. • Tiene operación compleja.

Fuente: Elaboración Propia.

5.4 Asegurar la Estabilidad Química en el Ciclo de Vida de una Faena Minera

Como se ha mencionado anteriormente, las etapas del PEQ que tienen como objetivo *asegurar* la estabilidad química de las instalaciones mineras consideradas como fuentes generadoras de DM, son las etapas de prevención, control, tratamiento y monitoreo. En el presente Capítulo se han abordado en detalle las diversas medidas y estrategias de prevención y control de DM, así como también, se ha presentado un estado del arte de las principales tecnologías de tratamiento del mismo. El monitoreo, por su parte, se trata en detalle en el Capítulo 8 de la presente Guía, dado que se trata de un tema complejo, que involucra el seguimiento de toda la información levantada a lo largo del desarrollo de un PEQ y a lo largo del ciclo de vida de una faena minera.

La implementación de medidas y estrategias de prevención de DM dependerán, en gran parte, de la implementación temprana de las etapas del PEQ que permiten *evaluar* la EQ en una instalación o faena minera dada, de manera de caracterizar anticipadamente los materiales, en relación a su capacidad de generar o neutralizar drenajes mineros. La identificación y clasificación temprana de estos materiales (que deberá ser complementada y validada en el tiempo) permitirá incorporar medidas de gestión ambiental en la planificación y diseño de las instalaciones mineras, de manera de prevenir la generación de DM, mediante una estrategia proactiva (o preventiva), asegurando la EQ después del cierre de la instalación, así como también, disminuyendo los costos asociados a medidas de control y, particularmente, a medidas de tratamiento de DM, que pueden llegar a ser de alto costo, de difícil implementación y de largo plazo.

En relación a las medidas y tecnologías de control y tratamiento, es recomendable evaluar, durante la operación, la factibilidad técnica-económica de su implementación, de manera de asegurar el éxito de su funcionamiento. Cabe destacar que algunas medidas de control pueden ser implementadas desde etapas tempranas del ciclo de vida de una instalación o de una faena minera, ya que muchas de ellas contribuyen también a la prevención del DM (Véase *Apartado 5.2. Etapas de Prevención y Control del Drenaje Minero*).

Por último, se debe tener en consideración que, dado que el fenómeno del DM y la consecuente lixiviación de metales es un proceso de largo plazo, que pue-

de extenderse por cientos de años en la etapa de post-cierre, la inversión en innovación, el estudio de nuevas tecnologías o de tecnologías emergentes, y el escalamiento de tecnologías que hasta el momento sólo han sido probadas en laboratorio, pasan a ser una estrategia relevante para la industria minera, con miras al cierre.

La tabla a continuación (Tabla 27) detalla las actividades que se pueden implementar en las distintas etapas que permiten asegurar la EQ de una instalación minera, desde la exploración inicial hasta el desmantelamiento y cierre del proyecto.

Tabla 27. Etapas para asegurar la EQ y su relación con el ciclo de vida de una faena minera.

ETAPA de la FAENA	ASEGURAR la ESTABILIDAD QUÍMICA	
	Objetivo	Desarrollo
Exploración inicial	Monitoreo: determinar los objetivos generales de la etapa de monitoreo.	Definición de los objetivos generales en función de las necesidades del proyecto.
	Monitoreo: seguimiento de las etapas de evaluación de la EQ.	Seguimiento de la descripción inicial del entorno (Etapa de descripción).
Exploración avanzada (Investigación detallada del lugar)	Monitoreo: determinar los objetivos específicos de la etapa de monitoreo.	Definición de los objetivos específicos en función de las necesidades del proyecto y de los datos de la etapa de evaluación.
	Monitoreo: diseño del programa de monitoreo.	Definición por parte del personal calificado.
	Monitoreo: diseño del plan de muestreo para el monitoreo.	
	Monitoreo: seguimiento de las etapas de evaluación de la EQ.	Seguimiento de la descripción detallada del entorno (Etapa de descripción).
	Prevención/Control: recopilar y analizar la información y datos existentes con influencia en la toma de decisiones de la etapa de prevención/control.	Seguimiento de los resultados de la campaña predictiva inicial (Etapa de predicción).
Interpretación inicial sobre la efectividad de las etapas que aseguran la EQ en la etapa de exploración.		Sistematización de antecedentes con la finalidad de evaluar las posibles alternativas de prevención .

Auditoria de la etapa de monitoreo y retroalimentación de información

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 27. (Continuacion) Etapas para asegurar la EQ y su relación con el ciclo de vida de una faena minera.

ETAPA de la FAENA	ASEGURAR la ESTABILIDAD QUÍMICA	
	Objetivo	Desarrollo
Planificación, Estudios de Factibilidad y Diseño	Monitoreo: diseño del programa de monitoreo.	Definición por parte del personal calificado
	Monitoreo: diseño del plan de muestreo.	
	Prevención/Control: evaluar la información que se genera en las etapas de evaluación de la EQ.	Revisión del plan de caracterización detallado sobre el material previo a su disposición en las fuentes potencialmente generadoras (<i>Etapa de predicción</i>).
	Monitoreo: seguimiento de la información generada.	
	Interpretar los datos.	Tratamiento de todos los datos generados.
Construcción y Operación	Monitoreo: ejecución del plan de monitoreo.	Desarrollo de la estrategia del monitoreo en función de los objetivos establecidos.
	Prevención/Control: revisar la información que se genera en las etapas de evaluación de la EQ.	Revisión del plan de caracterización inicial y detallada sobre el material dispuesto en las fuentes potencialmente generadoras (<i>Etapa de descripción y predicción</i>).
		Revisión del plan de caracterización detallada sobre el material previo a su disposición en las fuentes potencialmente generadoras (<i>Etapa de predicción</i>).
		Revisión de los modelos de predicción (<i>Etapa de predicción</i>).
		Revisión de la información de la Evaluación de riesgos (<i>Etapa de Evaluación de Riesgos</i>).
	Monitoreo: seguimiento de la información generada.	
	Tratamiento: evaluación y selección del o los tratamientos de DM.	Evaluación del o los tratamientos más adecuados en función de las características del drenaje y de los objetivos del tratamiento.
	Tratamiento: desarrollo y ejecución del tratamiento.	Será desarrollado por personal calificado.
	Monitoreo: seguimiento de la etapa de tratamiento.	Control de la efectividad del tratamiento.
	Interpretar los datos.	Gestión de la base de datos.
Monitoreo: Diseñar un plan de monitoreo post-cierre.	Será diseñado por el personal cualificado.	
Interpretación final para determinar la idoneidad en la gestión de la EQ.		
Desmantelamiento y Cierre	Implementar y desarrollar el plan de monitoreo post-cierre.	Será implementado por el personal cualificado.
	Evaluación de resultados.	Evaluación de la efectividad e idoneidad del proceso de caracterización y del plan de monitoreo post-cierre.

Auditoría de la etapa de monitoreo y retroalimentación de información

Fuente: Elaboración Propia.

6

MONITOREO Y MUESTREO EN LA GESTIÓN DE LA ESTABILIDAD QUÍMICA

La gestión de la estabilidad química (EQ) de una instalación minera, tal como se ha visto en capítulos anteriores, requiere del desarrollo e implementación de diversas etapas que componen un Programa de Estabilidad Química (PEQ) de manera de, por una parte, evaluar el potencial de una instalación (fuente) de generar drenaje minero (DM) y, por otra parte, desarrollar las actividades que permitan asegurar su condición de EQ en el tiempo, en las etapas de cierre y post cierre.

Cada una de estas etapas y actividades está asociada al desarrollo de **programas de monitoreo y muestreo**, los cuales son considerados transversales al PEQ. Es así como estos programas pueden cumplir diversos objetivos dependiendo tanto de la etapa del PEQ en que se encuentra, como de la etapa del ciclo de vida de la faena (exploración, planificación y diseño, construcción/operación, cierre y post-cierre). Tanto el muestreo como el monitoreo se consideran actividades fundamentales y críticas, puesto que permiten levantar información relevante para la toma de decisiones en la gestión de la EQ.

En general, un programa de muestreo está enfocado en obtener información acerca de parámetros y atributos que son representativos de una entidad (McLemore, 2009), mientras que un programa de monitoreo se diseña con el objetivo tanto de anticiparse a los potenciales impactos en relación a la EQ (MEND, 1997), como a definir (en el caso de que no exista) o completar (en el caso de que exista) las condiciones de línea base de una instalación o de una faena minera y su entorno, e identificar sus cambios durante y después de la operación (Robertson and Kirsten, 1989). Un programa de monitoreo dependerá del objetivo u objetivos al que va dirigido, y siempre incorpora un programa de muestreo. Sin embargo, un programa de muestreo puede ser implementado sin estar asociado a un programa de monitoreo (p. ej. el muestreo de fuentes para la realización de test de predicción). Ambos programas dependerán de la etapa del PEQ en que se desarrolle.

En el presente capítulo se presentan los principales componentes en el **diseño, planificación e implementación** a considerar en los programas de monitoreo y de muestreo, así como también algunas consideraciones o recomendaciones respecto del muestreo de las fuentes potencialmente generadoras y su entorno.

6.2 El Monitoreo en la Gestión de la Estabilidad Química

El monitoreo se puede considerar como el proceso de recopilación de datos e información de manera siste-

mática y rutinaria, que una faena debe llevar a cabo como parte de la gestión de la EQ en sus instalaciones, a lo largo de su ciclo de vida, incluyendo las etapas de cierre y post-cierre. El monitoreo puede tener diversos propósitos, como por ejemplo, controlar que los objetivos de cada etapa del PEQ se cumplen exitosamente, apoyar el cumplimiento de las metas corporativas de una minería sustentable, apoyar a la mejora continua del desempeño medioambiental y social, y recopilar información relevante para minimizar los riesgos, tanto al medio ambiente como a los humanos, resultado del desarrollo de la actividad minera.

En base a todo lo anterior, la etapa de monitoreo es necesaria para la toma de decisiones a lo largo de todo el proceso de gestión, con relación directa sobre los costos monetarios asociados (INAP, 2012). Los datos, la interpretación de resultados y las decisiones tomadas, deben ser publicados mediante los informes pertinentes (McLemore et al., 2009).

El requerimiento de realizar un monitoreo puede ser exigido o venir indicado por parte de la autoridad, pero también puede planificarse a voluntad de la propia faena minera. En función de este aspecto, se diferencian tres tipos de monitoreo (MEND, 1997):

- **Monitoreo de cumplimiento regulatorio.** Este monitoreo viene dictado por las autoridades, por ejemplo, como condición para otorgar permisos de actividad, operación o cierre de una faena minera, o nace de un compromiso adquirido por la empresa para dar cuenta del cumplimiento en alguna materia específica. Generalmente está enfocado en los puntos de descarga o medios de exposición (agua subterránea, agua superficial, sedimento y/o suelo), y tienen asociados protocolos específicos o detalles de su desarrollo en la Resolución de Calificación Ambiental (RCA), con respeto a la frecuencia de muestreo, el alcance de los análisis y las estaciones o puntos de monitoreo.

- **Monitoreo de diagnóstico de alerta temprana.** Corresponde a un monitoreo rutinario realizado, generalmente, por iniciativa del operador minero y basado en sus necesidades, normalmente enfocado en la fuentes potencialmente generadoras de DM (botaderos, depósitos de relaves, depósitos de lixiviación, mina a rajo abierto y/o mina subterránea). Sirve como un sistema de alerta temprana en la generación, migración y transporte del DM, de manera de proveer un mayor tiempo de respuesta ante algún evento no deseado, así como prevenir los impactos ambientales o incumplimientos de la normativa. Un ejemplo de este tipo de monitoreo, es detectar la generación de DM a los pies de un botadero, antes

de que éste llegue a las estaciones de monitoreo de cumplimiento generalmente ubicadas aguas abajo.

• **Monitoreo investigador.** Este monitoreo puede ser implementado por el operador o requerido por las autoridades en respuesta a resultados de incumplimiento, eventos puntuales, como un derrame, o cambios del diseño operacional de una instalación minera. El diseño de este monitoreo lo determina el operador, y lo puede desarrollar él mismo o en conjunto con las autoridades, y puede incluir muchos objetivos y actividades diferentes, desde una visita simple a una faena para evaluar la integridad del liner en un depósito de relaves, hasta una investigación

compleja de la biodisponibilidad de metales traza en los sedimentos de un estero.

La etapa de monitoreo debe incluir la definición de los objetivos de monitoreo, la identificación de los componentes de monitoreo, el diseño del **programa de monitoreo** y, a través de su implementación, con los datos obtenidos, retroalimentar el PEQ y el propio diseño del programa de monitoreo (Figura 71). Hay que considerar que este proceso debe ser flexible para adecuarse a posibles nuevos requerimientos durante el desarrollo del programa, respondiendo al carácter dinámico asociado a la actividad minera.

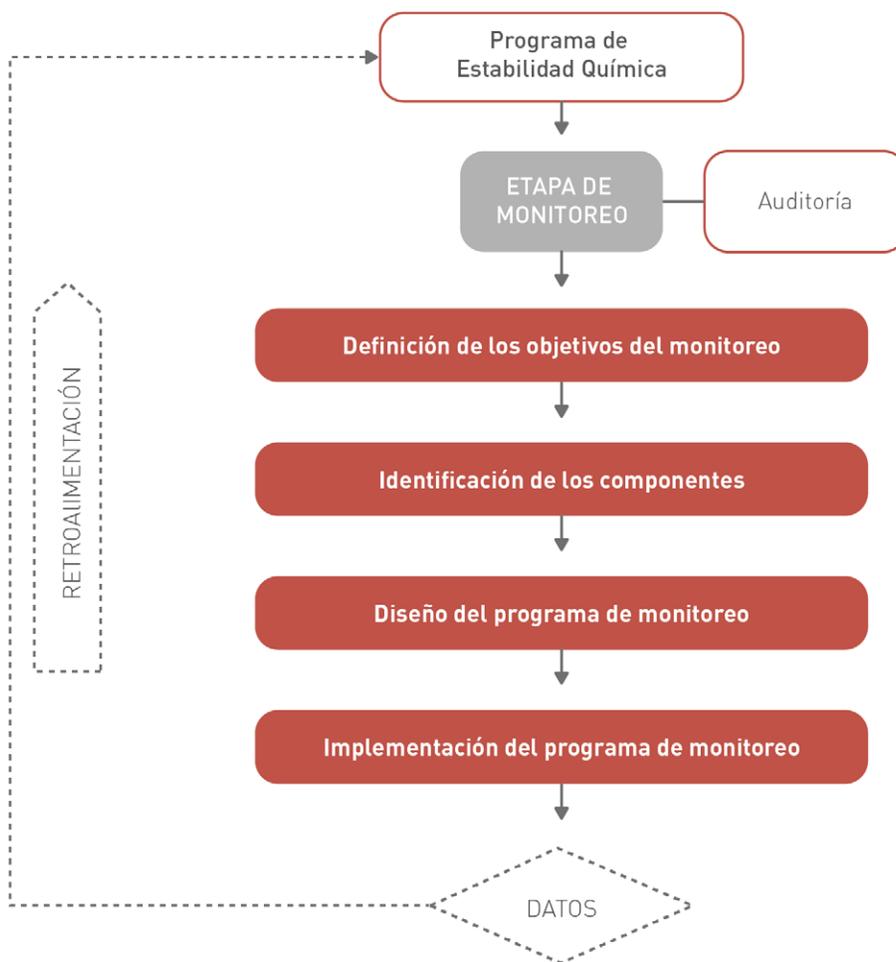


Figura 71. Fases de la Etapa de Monitoreo del Programa de Estabilidad Química (PEQ). Fuente: Modificado de INAP, 2012.

El diseño de un programa de monitoreo debe basarse en el **modelo conceptual** del problema a abordar. Este modelo corresponde a una hipótesis que incorpora datos **sitio-específicos** de manera de gestionar los impactos ambientales actuales o futuros de una operación minera (INAP, 2012). En general, estos modelos incluyen información del sitio e identifican las posibles fuentes de contaminación, los mecanismos de transporte, los medios o vías de exposición y los receptores. Asimismo, los modelos conceptuales permiten identificar brechas de información y la necesidad de análisis adicionales (McLemore et al., 2009), que deben ser actualizados a medida que se dispone de mayor información en los proyectos.

El desarrollo de estos modelos, desde el enfoque de la **evaluación de riesgos**, permite establecer programas de monitoreo específicos para las fuentes potencialmente generadoras de DM y para los receptores.

6.2.1 Definición de los objetivos del monitoreo

Al comienzo de la etapa de monitoreo se deben definir sus objetivos, que variarán en función de las condiciones sitio-específicas, de la etapa del ciclo de vida de la instalación y de la faena minera, así como de las preguntas específicas que busca responder el monitoreo por sí mismo. A continuación, se presentan algunos ejemplos de estos objetivos, en relación al monitoreo durante el desarrollo del Programa de Estabilidad Química (PEQ) (INAP, 2012):

- **Caracterizar las condiciones de la línea base.** El objetivo del monitoreo está enfocado a la caracterización de las condiciones ambientales de base (físicas, químicas y biológicas), de manera de poder contrastar la información con los cambios producidos por la actividad minera. Estas condiciones pueden verse afectadas por la actividad minera histórica o por otras actividades antrópicas no relacionadas con la minería. En este monitoreo se deben identificar áreas particularmente sensibles.
- **Verificar el potencial de generación de DM.** El objetivo del monitoreo es validar o verificar los resultados determinados en la etapa de predicción.
- **Determinar o predecir el inicio de la generación de DM.** El objetivo del monitoreo está enfocado en detectar el inicio o predecir de manera temprana la generación de DM, para implementar medidas de gestión, validar y/o calibrar los modelos predictivos.
- **Verificar el comportamiento esperado.** El objetivo del monitoreo está enfocado en confirmar el com-

portamiento esperado de los materiales, de manera de validar o complementar los resultados obtenidos en las etapas de descripción/caracterización y predicción, a través de la detección de comportamientos inesperados, para iniciar las acciones correctivas adecuadas.

- **Evaluar el destino y transporte de contaminantes.** El objetivo del monitoreo está enfocado en caracterizar las condiciones físicas o geoquímicas del DM y su entorno, de manera de evaluar la movilidad de los potenciales contaminantes hacia los receptores.
- **Evaluar los impactos en los receptores.** El objetivo del monitoreo está enfocado en caracterizar las condiciones de los receptores, de manera de evaluar los potenciales impactos del DM.
- **Gestión ambiental.** El objetivo del monitoreo está enfocado en evaluar el desempeño de las medidas de gestión de la EQ implementadas, ya sea para prevenir, controlar o tratar el DM.

6.2.2 Definición de los componentes de un programa de monitoreo

Una vez establecidos los objetivos, se deben determinar los componentes del programa de monitoreo, que incluyen:

- **Fuentes o instalaciones potencialmente generadoras de DM:** botaderos, depósitos de relaves, depósitos de lixiviación, mina a rajo abierto y/o mina subterránea.
- **Medios de exposición (transporte):** agua subterránea, agua superficial, aire, sedimento y/o suelo.
- **Receptores:** humanos y ecológicos (medio ambiente).

Estos componentes a su vez incluyen muchos aspectos, algunos de los cuales se clasifican como componentes típicos en la siguiente tabla (Tabla 28). Estos aspectos deben ser monitoreados para detectar los efectos del proceso generador de DM o los cambios en este proceso (INAP, 2012).

La concentración de la carga de contaminantes es el indicador más útil para evaluar los cambios en comparación a la línea base (evaluación del impacto de la actividad minera por indicadores de alerta temprana), así como para evaluar las alternativas de tratamiento a implementar, o el funcionamiento y la eficiencia de sistemas de tratamiento ya implementados. Por este motivo se han incluido en la tabla (Tabla 28) las mediciones de caudales como parte de los

componentes típicos de un programa de monitoreo (INAP, 2012). Hay que considerar que otros procesos como la evaporación o dilución, pueden influenciar en

la concentración de un elemento, por lo que deben ser considerados.

Tabla 28. Componentes típicos a monitorear en referencia al proceso de generación de DM.

Componente típico		Razón
Clima	Precipitación (tipo y cantidad)	Entrada al balance de agua
	Temperatura	
	Evaporación	
	Humedad	
	Acumulación de nieve	
	Dirección y velocidad del viento	Evaluar su relación con el proceso de generación de DM
Hidrología	Caudal del agua superficial	Entrada al balance de agua
		Cálculo de la carga contaminante
		Evaluación de hábitat acuático
	Calidad del agua superficial	Caracterización de las condiciones línea base
		Evaluación en la fuente
		Evaluación de la vía de transporte
		Evaluación destino de contaminantes
	Calidad del sedimento	Información de hábitat para la evaluación de riesgos
		Caracterización de las condiciones línea base
		Evaluación de la vía de transporte
		Evaluación destino de contaminantes
	Hidrogeología	Caudal del agua subterránea
Entrada al balance de agua		
Evaluación de la vía de transporte		
Calidad de agua subterránea		Evaluación destino de contaminantes
		Caracterización de las condiciones línea base
		Evaluación en la fuente
		Evaluación de la vía de transporte
		Evaluación destino de contaminantes
Biológico	Receptores acuáticos	Caracterización de las condiciones línea base
	Hábitat	Evaluación de riesgos
Geoquímica	Composición química	Exposición de receptores y evaluar efectos/impactos
	Mineralogía	
	Test de predicción	Evaluación del potencial de generar DM y/o lixiviación de metales
Gas	Transferencia de gas	Evaluación de resultados
		Evaluar su implicancia en el proceso de generación de DM

Fuente: Modificado de INAP, 2012.

6.2.3 Diseño del programa de monitoreo

Los programas de monitoreo pueden presentar diferentes diseños, en función del tipo de monitoreo o de los objetivos, entre otros, pero también están involucrados otros aspectos como el presupuesto destinado a su implementación, la duración o frecuencia del mismo o el propio juicio del equipo con capacidad de decisión en esta etapa. A continuación se presentan diferentes tipos de diseño de un programa de monitoreo en relación a la gestión de la EQ.

Diseño del monitoreo diagnóstico de alerta temprana. Generalmente, tienen las siguientes características:

- Programas de monitoreo de cumplimiento o diagnósticos que involucran un muestreo repetido en el tiempo.
- Identifican y definen parámetros de interés que actúan como punto de referencia, señalando cuándo un programa de monitoreo debe ser más intenso o si es necesario un nuevo programa.
- En este monitoreo, si bien se recomiendan las estaciones de referencia o control, no son obligatorias.
- Normalmente, este tipo de monitoreo no provee conclusiones sobre los impactos ambientales (MEND, 1997).

Diseño de un monitoreo de impacto. Los programas de monitoreo de impacto involucran uno de los cuatro diseños básicos que se presentan a continuación:

- *Control-Impacto (CI) o Diseño espacial.* Comparación espacial entre sitios potencialmente afectados y sitios de referencia o control.
- *Antes-Después (AD) o Diseño temporal.* Comparaciones temporales entre datos de línea de base (pre-impacto) e impacto.
- *Antes-Después-Control-Impacto (ADCI) o Diseño espacio-temporal.* Este diseño es el más completo de todos, provee comparaciones espaciales y temporales, así como la posibilidad de investigar las interacciones tiempo-espacio.
- *Diseño de gradiente.* Comparaciones espaciales a lo largo de un gradiente.

Los diseños CI y ADCI incorporan estaciones de monitoreo de referencia o control, y reflejan mejores resultados si se usa más de una estación (diseño multi-control), permitiendo diferenciar con más confianza entre los impactos reales y las variaciones espaciales y/o temporales (MEND, 1997).

Diseño de un monitoreo por niveles. Debido a que no siempre es factible, ni costo-eficiente, monitorear

todos los componentes y parámetros en el largo plazo, se recomienda el diseño de un programa de monitoreo por niveles, que busquen el equilibrio entre los costos y los resultados. Así, este diseño se basa en la definición de diferentes niveles (MEND, 1997), en relación a la cantidad y tipo de parámetros a monitorear. A continuación se presenta un ejemplo de este tipo de diseño, aunque éste siempre variará en función de las condiciones sitio-específicas de la instalación y de la faena (se deben plantear tantos niveles en el diseño como sea necesario).

- **Nivel I:** en este nivel se miden los parámetros considerados como claves o críticos. Si los resultados del monitoreo evidencian resultados anómalos, se deberá pasar al siguiente nivel (Nivel II) de monitoreo. Por ejemplo, en el supuesto de que se produzca un efluente en un botadero de estériles, en el Nivel I de monitoreo se medirán el pH y la concentración de sulfatos, si los resultados de estos análisis arrojan valores considerados anómalos se pasará al siguiente nivel de monitoreo.

- **Nivel II:** este nivel se basa en la medición de otros parámetros, que como complemento a los resultados del nivel anterior, permita la validación de que efectivamente hay un proceso de generación de DM. Asimismo, los nuevos resultados deben permitir determinar la calidad del efluente o la distribución espacial de los contaminantes, entre otros, de tal manera que se deban tomar decisiones de gestión (desarrollo del PEQ) para alcanzar la EQ en la instalación. Continuando con el ejemplo anterior, en este nivel se analizarían los metales traza para determinar la procedencia de los contaminantes y la calidad del lixiviado.

- **Nivel III:** una vez que se confirma la generación de DM, el siguiente nivel busca determinar los impactos esperados mediante la evaluación de riesgo ambiental, y la evaluación de las diferentes soluciones en el largo plazo.

Este diseño, que se adapta a las condiciones sitio-específicas de la instalación, permite identificar los componentes más críticos en una alerta temprana, e intensificar la frecuencia del monitoreo si se considera necesario (MEND, 1997). En este diseño se deben identificar los límites de paso de un nivel a otro, pero además se deben definir "límites de acción", a partir de los cuales se contempla la aplicación de medidas de gestión adicionales, cuyos valores siempre serán más altos que entre nivel y nivel. Los resultados de monitoreo se pueden comparar con diferentes niveles de referencia, que se decidirá en el diseño del programa de monitoreo. Estos niveles pueden ser la

línea de base del entorno o los niveles de referencia definidos mediante normativas ambientales. Por otro lado, los datos del programa de monitoreo por niveles pueden ser utilizados para generar un línea base detallada o para completar aquellas de las que no se dispongan datos.

Una vez determinado el diseño del programa de monitoreo, se deben definir los **programas de muestreo** necesarios para su desarrollo (MEND, 1997).

6.2.4 Implementación del programa de monitoreo

Una vez definidos los objetivos, identificados los componentes y seleccionado el diseño del programa de monitoreo, se debe implementar dicho programa. Es

importante realizar revisiones periódicas del programa de monitoreo que permitan cerciorarse de su cumplimiento, e introducir los cambios necesarios para la mejor gestión de la EQ en una faena o en una instalación minera.

En el caso de un monitoreo por niveles, la implementación se desarrolla en ciclos, que se van repitiendo en función de los resultados. En primer lugar se implementan los ensayos del Nivel I y se evalúan los resultados, si estos no reflejan efectos destacables se volvería a realizar el mismo ciclo y a monitorear los mismos parámetros, hasta el momento en que se superen los límites establecidos para el paso al siguiente nivel, y así sucesivamente, según se observa en la Figura 72. Siempre que se superan los niveles establecidos cabe preguntarse si se requieren acciones de **seguimiento** y revisar el programa de monitoreo.

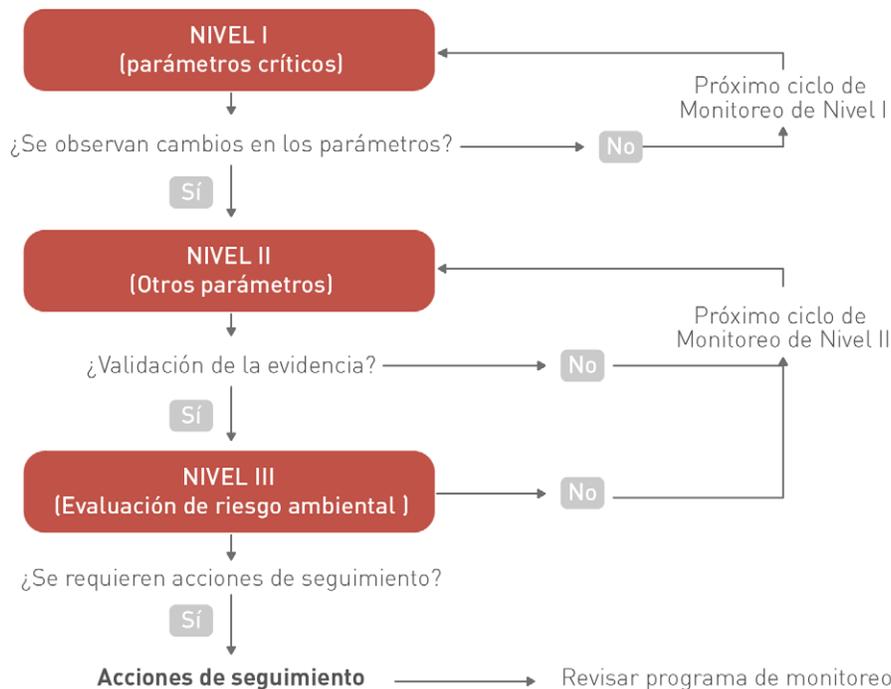


Figura 72. Diagrama de flujo para la implementación de un programa de monitoreo por niveles.
Fuente. Modificado de MEND, 1997

6.2.5 Monitoreo durante la etapa de evaluación de la estabilidad química

Bajo una mirada amplia, uno de los objetivos en los que debe estar enfocado un programa de monitoreo en esta etapa, es el **seguimiento** de todas las acciones llevadas a cabo durante la **descripción/caracterización, predicción y evaluación de riesgo ambiental**, como parte de la gestión de las fuentes potencialmente generadoras de DM y su EQ. Pero no sólo se debe monitorear el potencial de una instalación para generar DM comparando los resultados del monitoreo con los obtenidos en los diferentes análisis de la etapa de predicción, sino que también se debe hacer un seguimiento de los mecanismos de transporte (escorrentía, infiltración, etc.) y los medios de exposición (agua superficial, subterránea, sedimento y suelo), que puedan arrojar cambios y modificar los resultados de la etapa de evaluación de riesgo ambiental y, por tanto, los impactos o la gravedad de los mismos en los receptores. Se recomienda prestar interés en aquellas zonas especialmente sensibles a los cambios (INAP, 2012). Asimismo, los programas de monitoreo deben servir como retroalimentación de información, para determinar la exactitud de los modelos conceptuales desarrollados en la etapa de modelación, probando que las suposiciones y los parámetros de entrada seleccionados son adecuados. En esta etapa del PEQ, el programa de monitoreo, normalmente, sigue un diseño de *monitoreo diagnóstico de alerta temprana* del proceso de generación de DM, de manera que se puedan implementar medidas de gestión lo antes posible.

Hay que destacar que la **retroalimentación** es mutua, y un programa de monitoreo también se nutre de las etapas que evalúan la EQ, de tal modo que los datos levantados como parte de la etapa de descripción/caracterización, son claves para planificar un programa de monitoreo exitoso, definiendo en base a esta información los objetivos y los puntos de monitoreo en detalle. Los resultados del programa de predicción deben ser usados para planificar, actualizar y modificar los objetivos y enfoques de mayor importancia del propio programa de monitoreo. Asimismo, los modelos conceptuales pueden ser utilizados para identificar **brechas** de datos e información, y decidir acerca de la necesidad de tipos de análisis adicionales se deben realizar (McLemore *et al.*, 2009).

6.2.6 Monitoreo durante la etapa que asegura la estabilidad química

Al igual que en la etapa de evaluación, el monitoreo durante esta etapa puede tener diferentes objetivos. En general, el monitoreo sirve de **seguimiento** a las

medidas y tecnologías implementadas en las etapas de **prevención, control y tratamiento**. Así, se debe medir el cumplimiento de los objetivos establecidos en cada una de estas etapas y estimar la idoneidad de cada una de las medidas implementadas, y en definitiva la estrategia que el equipo encargado de la gestión determinó como parte de la gestión de la EQ en las instalaciones mineras. El diseño del monitoreo es especialmente importante en la etapa de prevención, cuando aún no se ha detectado la generación de DM.

Los resultados arrojados a través de monitoreo en la etapa que asegura de EQ permiten la modificación de las medidas en el caso de que las expectativas no hayan sido cubiertas. En general, todas estas etapas siguen un enfoque que se basa en el diseño de un *monitoreo de impacto*, descrito anteriormente, con un enfoque sobre los componentes más importantes, en este caso, los medios de exposición (agua superficial, subterránea, sedimento y suelo) y los receptores (humanos y ecológicos).

6.2.7 Monitoreo durante la fase de post-cierre

Como es sabido, el proceso de generación de DM puede ser largo en el tiempo e incluso se puede hacer evidente una vez cerrada la operación, de ahí la importancia de la planificación y desarrollo de un monitoreo en la etapa de post-cierre. Uno de los aspectos críticos es determinar la **frecuencia** de monitoreo, que normalmente es reducida en comparación al monitoreo durante la operación, y se dirige sobre las medidas de gestión de la EQ en aquellas instalaciones potencialmente o generadoras de DM. En esta etapa, se puede enfocar el programa de monitoreo bajo dos visiones diferentes, que condicionan el diseño del tipo de monitoreo a desarrollar.

Monitoreo de recuperación

- Evalúa aquellos hábitats impactados, en faena y/o alrededores, que presentan signos de recuperación tras el cese de la actividad minera.
- Determina si se requiere de acciones adicionales de remediación como parte de la recuperación del sistema en el tiempo.
- Está enfocado principalmente en los medios de exposición (agua superficial, subterránea, sedimento y suelo) y los receptores (humanos y ecológicos).

Monitoreo de control

- Monitorea la integridad o la operatividad de cada medida o procedimientos de control, como por ejemplo, el estado de una cubierta en un depósito de rela-

ves o un sistema de tratamiento de agua (MEND, 1997).

- Normalmente, incluye un seguimiento de las fuentes generadoras de DM (botaderos, depósitos de relaves, depósitos de lixiviación, rajos y minas subterráneas) y los medios de exposición (agua superficial, subterránea, sedimento y suelo), pero también puede incluir el monitoreo sobre los receptores (humanos y ecológicos).

El monitoreo en la **etapa de post-cierre**, pese a que puede llegar a durar décadas, en general se considera que tiende a disminuir en intensidad y frecuencia en el tiempo, una vez que hay evidencias de la recuperación de los sistemas impactados y/o se logra la confianza del funcionamiento de las medidas de control y/o tratamiento, y su durabilidad en el tiempo. El monitoreo deberá proporcionar los suficientes datos hasta confirmar que los criterios de EQ alcanzados en el cierre, aprobados por la autoridad, se cumplen (MEND, 1997).

6.2.8 Base de datos y toma de decisiones

Toda la información que se genera durante la etapa de monitoreo para cada una de las instalaciones mineras a lo largo de su vida útil, y a lo largo de todo el ciclo de vida de una faena minera, constituyen una valiosa base de datos para las faenas y la organización de su gestión desde el punto de vista de la EQ.

Sin embargo, la integridad de un programa de monitoreo puede ponerse en duda si no se siguen estrictos protocolos de **gestión de datos**. De tal modo que un programa de monitoreo tiene poco o ningún valor si los datos colectados no son transcritos correctamente, validando su fiabilidad, y almacenados de manera que estén disponibles para análisis futuros. Por ejemplo, las notas de terreno deben ser revisadas para confirmar que se anotaron todos los datos necesarios. Asimismo, una vez recibidos los datos del terreno o laboratorio, se debe hacer una revisión preliminar, con especial atención en aquellos valores anormales comparados con los resultados de muestreos anteriores, las anomalías relacionadas con los duplicados o blancos, la falta de concordancia entre mediciones de terreno y laboratorio, los valores que superan las concentraciones permitidas bajo normativa chilena o los que superan los "límites de acción" determinados en un programa de monitoreo por niveles (MEND, 1997). Estos resultados anómalos pueden ser evaluados inmediatamente, mediante el envío de muestras a análisis lo antes posible. En el caso de que la sospecha de los errores viene desde el propio muestreo, se deben revisar los protocolos de muestreo y mejorar los métodos de QA/QC (Véase Anexo 3. *Generalidades del muestreo*) para futuros muestreos.

6.2.9 Revisión y auditoría

El programa de monitoreo debe ser revisado regularmente para asegurar el **cumplimiento** de sus objetivos y la fiabilidad de los resultados. En el caso de que el diseño sea por ciclos, al comienzo de cada ciclo de monitoreo, se deben revisar los datos de los ciclos anteriores para determinar si es necesario implementar un nuevo ciclo. En general, se recomienda realizar una evaluación extensa del programa de manera **periódica** (por ejemplo, cada 5 años).

Además, se requieren auditorías regulares del programa de monitoreo (Figura 72), que pueden ser realizadas por personas internas o ajenas a la faena mediante una auditoría externa, dando en este caso una "visión nueva" del proceso. Por último, es importante incluir la evaluación del desempeño del **laboratorio** en las auditorías (INAP, 2012).

6.3 El Muestreo en la Gestión de la Estabilidad Química

Como se ha mencionado, el muestreo es una actividad fundamental y crítica en la gestión de la EQ, que está involucrado en todas las etapas del PEQ y que, además, como se ha visto en el apartado anterior, *cada programa de monitoreo tiene un programa de muestreo asociado*. Sin embargo, para efectos de esta Guía se ha priorizado el muestreo en las fuentes potencialmente generadoras de DM tanto por su importancia como por la falta de información y unificación de criterios en este aspecto. Finalmente, se hace una breve mención a la normativa chilena que regula los aspectos de muestreo en los principales medios de exposición [agua subterránea, agua superficial, sedimento y/o suelo].

Son muchos los aspectos que los especialistas deben considerar a la hora de planificar y desarrollar esta actividad. En primer lugar se debe establecer un **programa de muestreo**, que suponga la planificación de las actividades a ejecutar posteriormente. Tanto en la programación como en el desarrollo del muestreo se debe contar siempre con la **participación multidisciplinaria** de profesionales y técnicos capacitados para planificar y ejecutar de manera correcta el muestreo (geólogos, hidrogeólogos, ingenieros de minas, químicos, ecólogos, prevenciónistas de riesgos, etc.). Hay que destacar además que es muy importante el input de profesionales con experiencia directa en la faena, especialmente en aquellas que cuentan con años en operación, ya que el conocimiento que poseen, por ejemplo, en

referencia a los métodos de explotación o al manejo de los residuos, ayuda a comprender la evolución que pudieron o puedan experimentar estas instalaciones, así como tener un mejor conocimiento de los factores involucrados.

Los programas de muestreo, como hemos visto, dependen principalmente de la etapa del PEQ a la que van dirigidos, y además, son **específicos** para cada instalación, medio de exposición y receptor.

En el **Anexo 3** se mencionan las recomendaciones que se deben considerar a la hora de planificar un programa de muestreo, así como la importancia de la estadística (representatividad, precisión, etc.), del buen manejo del material recolectado, de la calidad en la ejecución del muestreo, de la rigurosidad de los resultados entregados por los laboratorios y de las condiciones de seguridad durante el muestreo, que pueden marcar finalmente el éxito o fracaso de una campaña de muestreo.

6.3.1 Muestreo en las fuentes potencialmente generadoras de drenaje minero

Para el muestreo en las fuentes o instalaciones potencialmente generadoras de DM no existe una metodología común a todas ellas, dado que cada fuente es única. Esta especificidad junto con la complejidad de los procesos, y los distintos objetivos que se pueden plantear, hacen que la planificación de un muestreo no sea tarea fácil, siendo muchas veces un **gran desafío**. Además de considerar que los objetivos del muestreo dependen de la etapa del PEQ a la que va dirigido, es conveniente considerar que un muestreo puede variar en función de si una instalación ya existe (activa o inactiva), o si por el contrario se encuentra en etapa de planificación y/o construcción (fuentes nuevas). La Figura 73 esquematiza estas dos situaciones, en relación con la definición del programa de muestreo. Se debiera esperar que la información de la que se dispone sea mayor para fuentes ya formadas, pero en la realidad esto no siempre sucede y normalmente la información no es suficiente para establecer un buen programa de muestreo.

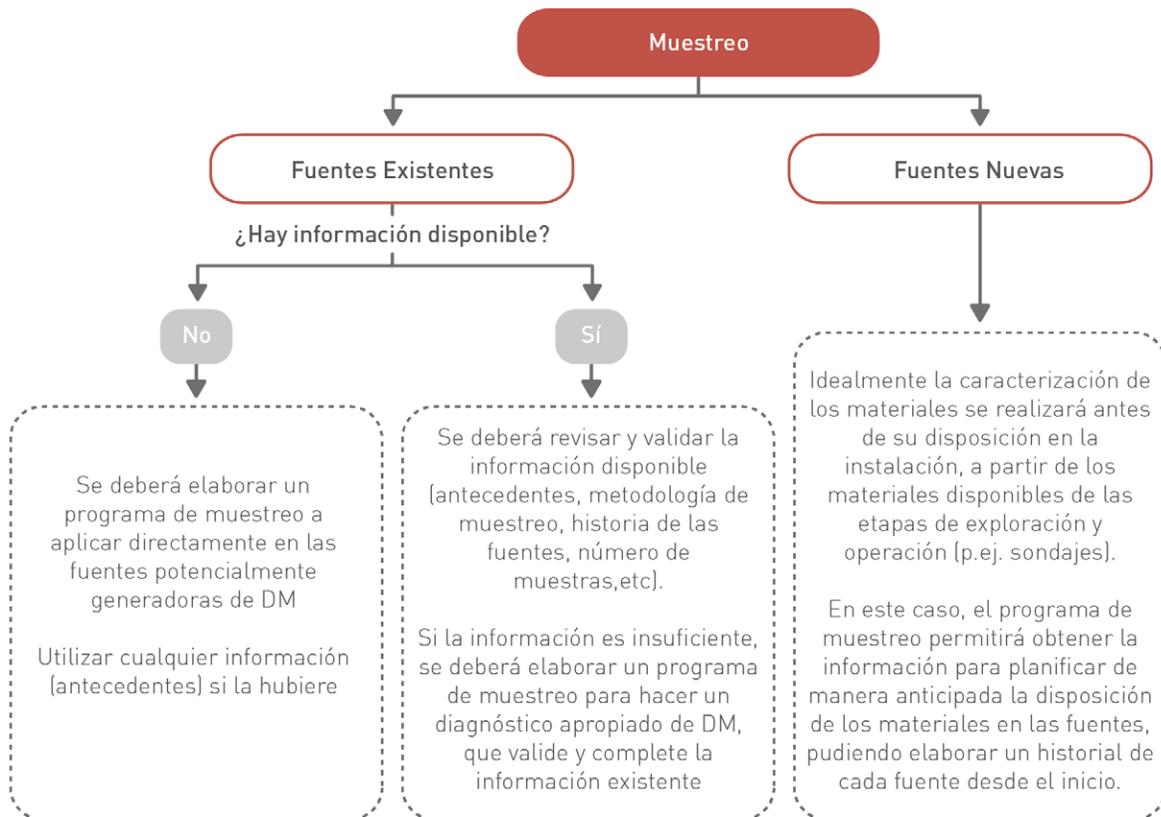


Figura 73. Generalidades del programa de muestreo en fuentes existentes y nuevas.
Fuente: Elaboración Propia

En cualquiera de los casos, la selección final de la metodología a seguir provendrá de los especialistas encargados del proyecto, cerciorándose de que la determinación del número de muestras en su conjunto sea suficiente para realizar una completa caracterización de la fuente a muestrear.

a. Muestreo en fases

La estrategia de muestreo se debe plantear en diferentes fases (Figura 74), de tal manera que la caracterización geoquímica de las fuentes potencialmente generadoras de DM, se debe considerar como una **actividad progresiva**, abandonando la visión puntual que es común tener a este respecto. Sólo en el caso de que la información inicial de la que se dispone sea muy completa, el número de fases se puede reducir, pero es frecuente que a la hora de determinar un plan de muestreo no se disponga de toda la información necesaria.

Así, la información mínima requerida para definir la mejor estrategia de muestreo debe considerar la información geológica regional y local, mediante un respaldo geológico (litología, leyes (mapeo de sondajes), etc.), el plan minero y el modelo de bloques, entre otros.

Cuando no se disponga de ninguna información se deberá diseñar un muestreo "al azar", en el sentido de que se pueda cubrir la variabilidad total del material en estudio.

Partiendo de esta premisa, se debe comenzar por una fase inicial de muestreo o **exploratoria**, que permita diseñar tantas fases posteriores como sean necesarias para alcanzar una caracterización **detallada**. Por tanto, las distintas fases de muestreo irán de menos a más precisión, y se relacionan unas con otras, como se representa en la siguiente figura. (Figura 74).

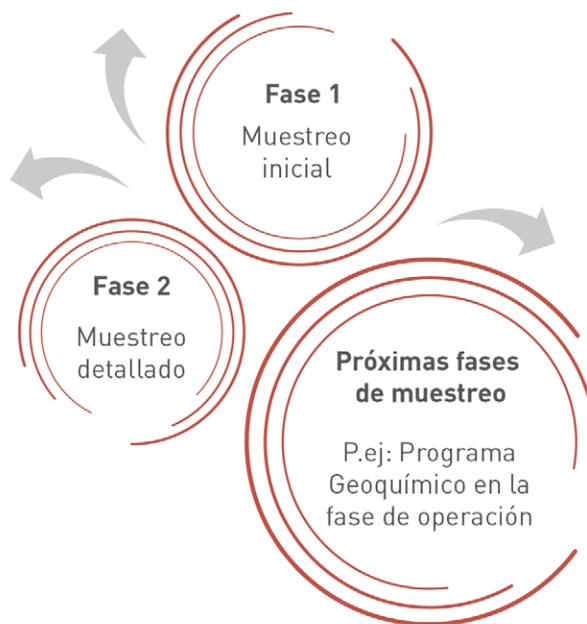


Figura 74. Fases de muestreo en las fuentes potencialmente generadoras de DM.
Fuente: Elaboración Propia.

• **Fase 1 - Muestreo inicial.** Esta fase del muestreo se considera como una fase exploratoria o de **screening**, de tal manera que sirve como levantamiento de la información más relevante de los materiales en estudio (caracterización preliminar) y además permite al equipo de trabajo **planificar** los sucesivos muestreos. Durante esta primera fase se debe hacer énfasis en la descripción y caracterización de la variabilidad de los materiales, lo que permitirá definir, entre otros parámetros, las unidades discretas y

el diseño de un plan de muestreo en las siguientes fases, por ejemplo, en relación, al número mínimo de muestras. En la siguiente figura (Figura 75) se destacan los principales parámetros a considerar en esta primera fase de muestreo, así como los métodos de análisis en los que se debe de enfocar el muestreo. Se distinguen las actividades aplicables a fuentes ya formadas (FF), y fuentes que están en una etapa de planificación y que se construirán y operarán en el futuro (FN).

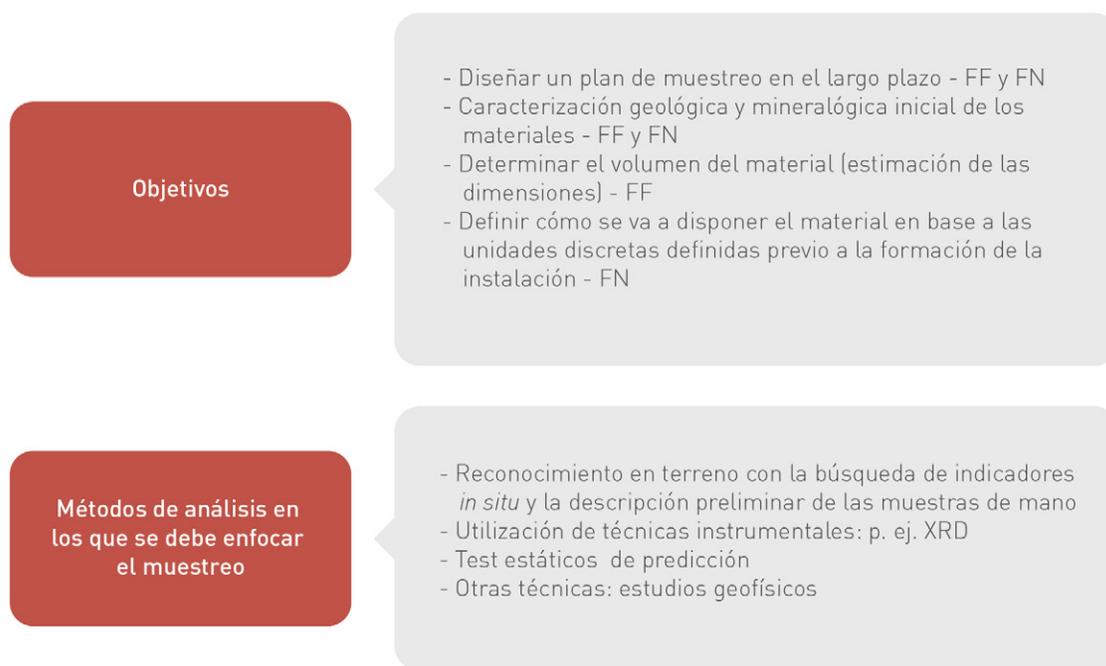


Figura 75. Parámetros a definir y métodos de análisis en un muestreo inicial.

Nota: FF hace referencia a las fuentes formadas y FN a las que están en una fase de planificación y se van a construir en el futuro.

Fuente: Elaboración Propia.

Hay que hacer énfasis en la importancia de definir las **unidades discretas** (Véase Apartado 4.2.3. *Identificación y caracterización de las fuentes potencialmente generadoras de drenaje minero*) a la hora de caracterizar una fuente potencialmente generadora de DM, ya que se debe tener en cuenta que, generalmente, la disposición de materiales en la fuente es heterogénea, siendo su definición un aspecto crítico en la gestión de estas instalaciones.

Fase 2 - Muestreo detallado. Durante esta fase se deben validar los datos obtenidos en la fase previa y, además, enfocar el muestreo a definir nuevos parámetros que permitan desarrollar una caracterización más detallada de la fuente en estudio. En la Figura 76 se presentan los parámetros que se debieran definir en esta campaña de muestreo y los análisis a los que se debiera dirigir el programa de muestreo.

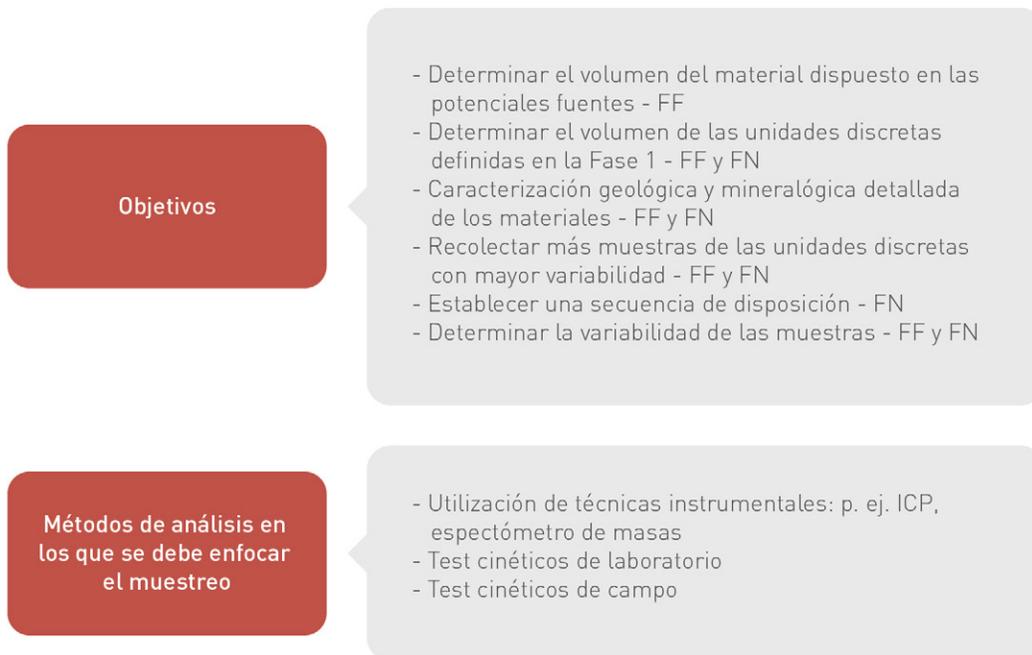


Figura 76. Parámetros a definir y métodos de análisis en los que se debe enfocar una fase de muestreo más avanzada.
Fuente: Elaboración Propia.

En el muestreo en fases se pueden definir nuevos muestreos más concretos, como por ejemplo, un **muestreo específico** para un programa geoquímico en la fase de operación, siempre que sea necesario con el fin de cumplir los objetivos establecidos.

b. Determinación del número mínimo de muestras

En términos generales relacionados con la gestión de la EQ y en concreto con el estudio del DM, no existen directrices específicas en la determinación del número mínimo de muestras, pero sí son varios los factores que se **recomiendan** tener en cuenta para su determinación. Entre esos factores se destacan: antecedentes disponibles; objetivos y el tipo de estudio para el cual se diseña el muestreo; condiciones específicas de la fuente (composición, características, variabilidad, dimensiones totales y específicas, y grado de alteración, entre otros); recursos económicos disponibles; grado de confiabilidad estadística requerido; factores del entorno, como por ejemplo, la relación entre las diferentes fuentes potencialmente generadoras con los receptores involucrados; etc. Idealmente, esta información se debiera considerar a la hora de determinar el número de muestras, junto

con el juicio y la experiencia del profesional encargado de diseñar el plan de muestreo.

En cualquiera de los casos, es muy importante que en un muestreo queden perfectamente justificados los criterios que se utilizaron para la determinación del número mínimo de muestras. El valor definido deberá ser suficiente como para **representar la variabilidad de los tipos de materiales o unidades** dentro de cada una de las fuentes potencialmente generadoras de DM, asegurando su representatividad espacial tanto en la horizontal como en la vertical.

Algunos criterios internacionalmente reconocidos que se encuentran en la bibliografía en referencia al número mínimo de muestras son los trabajos de Steffen, Roberston and Kiersten *et al.*, (1989) (Figura 77) y Price and Errington (1994) (Tabla 29), basados en datos de campo no publicados. Cabe destacar que el número de muestras que estos autores recomiendan son para unidades geológicas homogéneas como primera fase del muestreo, y que si bien la visualización de los datos es diferente, la Tabla 29 y la Figura 77 muestran los mismos números mínimos de muestras para las diferentes masas de unidades geológicas.

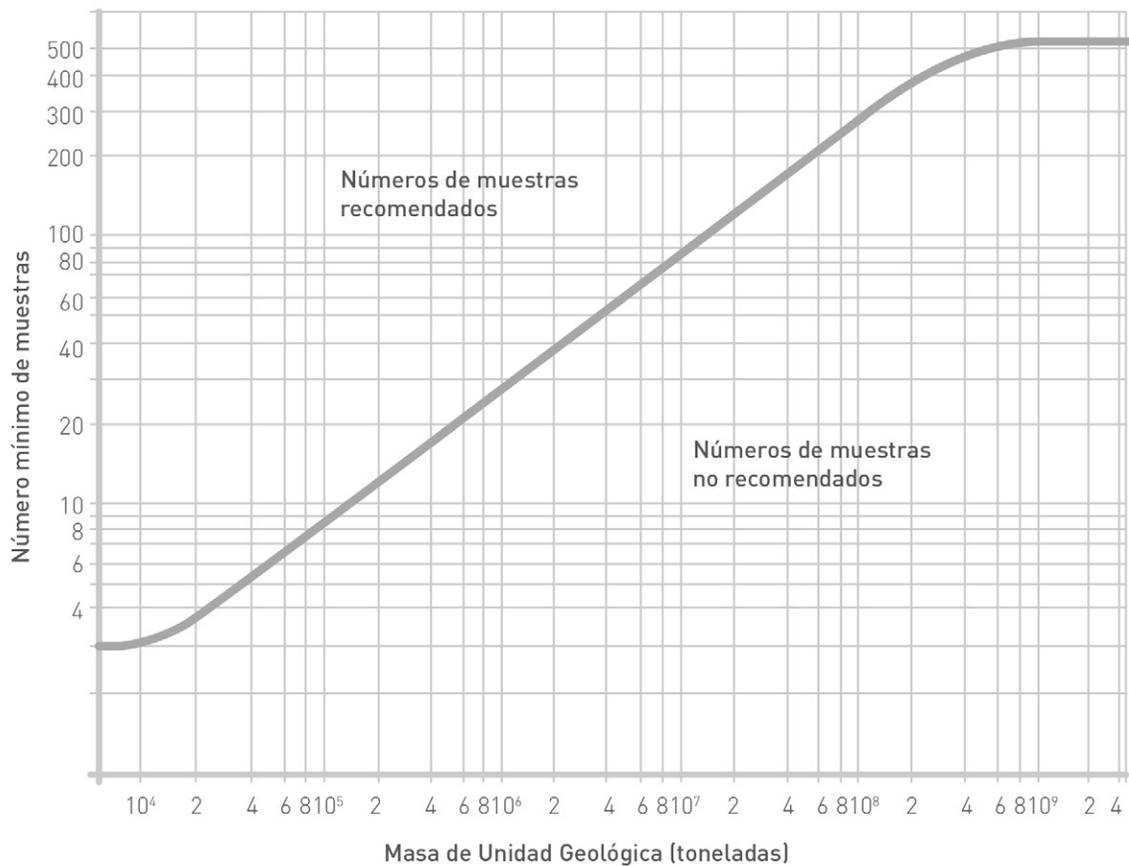


Figura 77. Número mínimo de muestras en base a la masa de cada unidad geológica.
Fuente: Modificado de Steffen, Robertson and Kirsten, 1989.

Tabla 29. Número mínimo de muestras en base de la masa de cada unidad geológica.

Masa de cada tipo de roca (en toneladas)	Número Mínimo de muestras
< 10.000	3
< 100.000	8
< 1.000.000	26
10.000.000	80

Fuente: Modificado de Price and Errington, 1994.

c. Indicaciones y recomendaciones a considerar en cada instalación

La lista de indicaciones y recomendaciones que se deben considerar en el muestreo de las fuentes potencialmente generadoras de DM es muy amplia. En esta Guía se presentan dos tablas resumen (Tabla

30 y 31) con los puntos más importantes para cada instalación, incluyendo los aspectos críticos que se deben tener en consideración a la hora de planificar un programa de muestreo, los métodos de muestreo recomendados, consideraciones en referencia al número mínimo de muestras, las complejidades más significativas y las buenas prácticas a la hora de caracterizar estas fuentes en relación con su muestreo. Finalmente, se completa la información con árboles de decisión como apoyo a los especialistas encargados de la toma de decisiones.

Idealmente, siempre se debe partir con la mayor cantidad de información de cada una de las fuentes a muestrear, lo que facilitará el trabajo en relación a la planificación de su muestreo, así como su ejecución y validez.

- **Botaderos** (Estériles, baja ley, marinas y desmontes, escorias)

Los botaderos se deben muestrear siempre como unidades diferentes aunque existan varios dentro de una misma faena, ya que cada unidad es independiente y el efluente generado no será el mismo. A excepción de los botaderos de escorias considerados más homogéneos, en el resto de los botaderos, dada la heterogeneidad tanto morfológica como mineralógica que pueden presentar (Véase Apartado 4.2.3. *Identificación y caracterización de las fuentes potencialmente generadoras de drenaje minero*), la experiencia internacional indica que la definición de unidades discretas, dentro de un mismo botadero es el criterio que mejor asegura la representatividad de la unidad. Hay que asegurar una caracterización completa tanto en la horizontal como en la vertical.

Como resultado de la caracterización de los materiales que constituyen o van a constituir un botadero, se debiera crear una **base de datos** relacionando el tipo de material con su potencial para generar DM, y de esta manera planificar la gestión en función de su calidad. En consecuencia, es recomendable muestrear perfiles representativos de todas las unidades discretas y de los materiales relevantes en la generación de DM. Posteriormente, se debe realizar un análisis y seguimiento detallado de la base de datos (monitoreo).

Es evidente que la caracterización de las unidades discretas no es tarea fácil para aquellos botaderos en los cuales no se ha gestionado la disposición de sus materiales. En este caso se debe recopilar toda la información posible, en referencia al método constructivo, por ejemplo, si se construyó en capas o si se hizo por volteo desde altura donde se produce una segregación en función de la densidad, quedando el material más pesado en los horizontes inferiores respecto del punto de descarga. En caso de que no exista información relevante sobre el material, se deben realizar perfiles directamente en el botadero para definir las distintas unidades, y/o determinar si se va a producir DM y su tipo. Por el contrario, en las instalaciones nuevas tanto la definición como la clasificación de las unidades discretas debe ser previa a la construcción del botadero, planificando la disposición más adecuada de los materiales para minimizar la generación de DM. En este sentido se deben utilizar los testigos de sondajes de las fases de exploración, desarrollo y operación de la faena, donde las muestras son tomadas *in situ*.

En la Tabla 30 se compilan algunas de las consideraciones en referencia al muestreo de botaderos.

- **Depósitos de relaves** (Embalse de relaves, tranque de relaves, relaves filtrados, relaves en pasta y relaves espesados (DS 248/06).

A grandes rasgos, en comparación con los botaderos, las condiciones geoquímicas de los depósitos de relaves se consideran más homogéneas, aunque éstas pueden variar en el tiempo (Véase Apartado 4.2.3. *Identificación y caracterización de las fuentes potencialmente generadoras de drenaje minero*). Esta situación hace que también en este caso la metodología de muestreo asegure más fácilmente la representatividad de la instalación. Sin embargo, la variabilidad en el propio diseño de estos depósitos hace necesaria la planificación caso a caso.

Una de las complejidades más relevantes del muestreo en los depósitos de relaves viene marcada por la propia logística del muestreo y su seguridad. En general, se trata de una matriz porosa rellena de agua y/o gas con diversas estabilidades que, en conjunto con el peso de los equipos, hace que en muchos casos el muestreo no sea tarea fácil.

Al igual que para los botaderos son muchas las consideraciones que deben ser analizadas a la hora de planificar el muestreo en los depósitos de relaves, las cuales se compilan en la Tabla 30.

- **Lixiviación** (Ripios, pilas permanentes, pilas dinámicas y pilas ROM).

Tanto los ripios como las pilas se consideran depósitos homogéneos producto de los procesos de chancado y aglomeración que sufre el material para su explotación mediante lixiviación. Por ende, la metodología de muestreo en este tipo de fuente es más sencilla, asegurando una mejor representatividad de las muestras. Siempre la planificación del programa de muestreo será más fácil cuanto mayor sea la información de la que se disponga. Los aspectos a considerar se compilan en la Tabla 31.

- **Mina a rajo abierto y mina subterránea**

El muestreo de este tipo de fuentes en relación a la EQ se puede hacer de manera directa en los bancos de las minas o realizar un muestreo ligado a los testigos de sondajes que, tanto en la etapa de exploración como durante toda la etapa de operación de la faena, se realizan para estimar las reservas de mineral. Una vez analizado el material, se deberá programar un muestreo más específico en aquellas áreas en que los resultados arrojaron un alto potencial de generación de DM (normalmente zonas de material fracturado producto de la propia actividad extractiva) para de ese modo manejar adecuadamente la planificación de la gestión de la EQ.

En el caso de las minas subterráneas se recomienda

tener en cuenta las posibles situaciones de colapso y hundimiento, especialmente en labores antiguas, que pueden alterar el desarrollo del muestreo.

En la Tabla 31 se compilan algunas de las consideraciones en referencia a estas instalaciones.

Tabla 30. Tabla resumen de los principales aspectos a considerar en el muestreo de botaderos y depósitos de relaves.

	Botaderos	Depósitos de Relaves
Aspectos Críticos	Método constructivo; clima/hidrología; granulometría; volumen; definición de unidades discretas; caracterización horizontal y vertical; procesos de segregación, interacción y mezcla del material depositado; muestras "frescas" (no meteorizadas); fase del proceso de generación de DM en que pudiera encontrarse el botadero; seguridad en el muestreo.	Proceso metalúrgico (cianuración, magnetización, flotación, etc.); etapa del proyecto; tipo de muro (arenas, estériles o empréstito); historia del relave - secuencia de llenado; granulometría del material; fases presentes (sólida y líquida) y su variabilidad; cambios de las condiciones en superficie y en profundidad; contenido en humedad; balance hídrico (zona saturada y no saturada); tipo de agua utilizada en el proceso de flotación (agua de mar, agua de recirculación, etc.); balance metalúrgico; información del plan minero; estudio y análisis vertical del depósito; información sobre la base del depósito.
Método de Muestreo	<p><i>Botaderos existentes operando:</i> el muestreo se puede realizar desde los testigos o sondajes de exploración; en calicatas y muestras de sondajes en el mismo botadero; o directamente en el material de la mina que será el mismo que es el mismo que el depositado en un botadero.</p> <p><i>Botaderos nuevos:</i> se muestreará el material en los sondajes de exploración y directamente en mina.</p>	<p><i>Consideraciones generales:</i> el muestreo no se debe limitar a muestras superficiales; idealmente realizar sondajes lo más próximos que sea posible al muro (en función del método de descarga) y hasta la base, abarcando toda la superficie del depósito; utilización de métodos geofísicos; utilización de piezómetros para el control y muestreo de la fase líquida; utilización de calicatas y sondajes para el muestreo de la fase sólida.</p> <p><i>Depósitos nuevos:</i> hacer pruebas en plantas piloto de relave (precaución con el agua y su representatividad).</p> <p><i>Depósitos en operación:</i> muestreo de los concentrados desde la planta (llevar registro); muestreo de las diferentes fases en el muro y la cubeta mediante calicatas y sondajes; muestreo del agua de poro (importante cuando el relave se comienza a secar); muestreo de la fase líquida mediante piezómetros; muestras de agua en la laguna y en la salida del depósito; muestreo de testigos (muestras de planta almacenadas); tomar muestras en el mineroducto.</p>
Nº Mín. Muestras	Definir en base a criterios tales como unidades discretas, volumen, hidrología e hidrogeología, juicio del especialista, etc.	Considerar y priorizar un mayor número de muestras verticales frente a las horizontales; tomar muestras de todas las fases (material seco y húmedo); determinar el número considerando el análisis granulométrico; hacer un seguimiento en la etapa de operación de una faena y en el depósito el relave.
Complejidad	<i>Botaderos existentes operando:</i> falta de información (para reconstruir la historia, disposición, edad, etc.); desconocimiento de la fase de generación de drenaje en que se encuentra la unidad; falta de definición de las unidades discretas presentes en el botadero.	La seguridad del muestreo en este tipo de depósito puede limitar el desarrollo de una campaña de muestreo.
Buenas Prácticas	Instrumentalización del botadero (sondeos) in situ; análisis en conjunto con los sondajes de exploración y directos de la mina; gestión desde las primeras fases del ciclo de vida del botadero; actualización del modelo geoquímico conforme se avanza en el ciclo de vida de la instalación.	Instalación de pozos del monitoreo alrededor del depósito; plantas piloto que reproduzcan los procesos (escalamiento); análisis de muestras provenientes de planta; utilización de la información de la planta de tratamiento sobre el contenido metálico; utilización de métodos geofísicos; muestreo aguas abajo de los depósitos.
Obs.	No se recomienda tomar muestras compuestas ni meteorizadas	Planificar el muestreo en conjunto con los especialistas geotécnicos.

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 31. Tabla resumen de los principales aspectos a considerar en el muestreo de depósitos de lixiviación y minas a rajo abierto y subterránea.

	Depósitos de Lixiviación	Mina Rajo Abierto/Subterránea
Aspectos Críticos	Tipo de instalación; método constructivo; secuencia de depósito o llenado en las pilas; dimensión del depósito; granulometría; mineralogía (óxidos, sulfuros, mixtos); leyes remanentes; contenido en humedad (%); humedad remanente; seguridad en el muestreo; calidad química de las soluciones de recirculación (PLS, ILS, etc.); número de lavados; complejidad de caracterización del material de la base del depósito; modelo hidrogeoquímico; lavado final del depósito; previsión de la realización de lixivitaciones secundarias; ripsos de cianuración; existencia o no de geomembranas.	Modelo estructural; RQD; litología, alteración, mineralización (LAM); modelo hidrogeológico; permeabilidad; impermeabilización; túneles (diseño según el tipo de explotación).
Método de Muestreo	Asegurar un muestreo representativo del depósito; cuando por seguridad no se puede acceder al depósito recurrir a los rechazos de las pruebas de lixiviación; muestreo mediante sondajes y calicatas en operación; muestreo regular (o de malla); muestreo en calicatas en cada nivel del depósito (para pilas ROM o pilas dinámicas); muestreo de la pila durante su desarme; métodos geofísicos para la determinación y distribución de la humedad.	Definición de unidades discretas; muestreo a través de sondajes y muestreo directo; test de pared.
Nº Min. Muestras	El número de muestras se debe determinar en función del tonelaje, de las dimensiones y diseño de la pila, del tipo de muestreo y de la información disponible sobre el depósito.	El número de muestras se debe determinar en función del objetivo del estudio. Por ejemplo, puede estar enfocado en la caracterización de las unidades durante la operación, o en la evaluación de las unidades que quedarán expuestas después del cierre. En cada caso, el número de muestras dependerá entre otras cosas del volumen de cada unidad dentro de la instalación, de la información disponible, representatividad, etc.
Complejidad	Seguridad del muestreo; evolución en el tiempo del sistema; uso del sondaje sónico en pilas ROM.	Seguridad del muestreo, difícil acceso a algunos sectores.
Buenas Prácticas	Toma de muestra en el desarme de pilas; utilización de métodos geofísicos para determinar la humedad en el depósito; determinación de consorcios de microorganismos; estudios de biolixiviación; instalación de pozos de monitoreo enfocado en el cierre; instrumentalización de la humedad para su monitoreo; caracterización de la mineralogía remanente; instalación de las pilas sobre geomembranas para evitar la infiltración de soluciones al subsuelo; muestreo de aguas abajo del depósito; reproducir el proceso de lixiviación a pequeña escala; estudio del depósito en su desarme (pilas dinámicas); conservar rechazos de los laboratorios; geomembranas sistematizadas.	Levantar modelos hidrogeológicos tempranos si no existen o si el detalle no es suficiente; acoplar el muestreo con los muestreos geometalúrgicos; trabajo en equipo con la gerencia de operaciones; en mina subterránea ir cementando túneles progresivamente.
Obs.	No se recomienda mezclar con otros materiales (considerados estériles); analizar sondajes previos ya que el propio proceso de lixiviación modifica la composición del material.	

Fuente: Elaboración Propia.

d. Árboles de decisión

A continuación se presentan tres árboles de decisión como ayuda en la toma de decisiones.

• Botaderos

Si se consideran tres realidades en cuanto a la disponibilidad de información (mucho, poca o ninguna) para un botadero ya formado, se plantea el siguiente diagrama de decisiones.

En referencia a los botaderos de escorias, su homogeneidad hace que en principio sea suficiente un muestreo superficial; por ejemplo, un muestreo mediante zanjas o calicatas desde la superficie puede ser suficiente, siempre que se tenga la seguridad de que no se han dispuesto otro tipo de materiales en el interior del botadero, para lo que es conveniente conocer bien la historia de su formación. Precisamente debido a la homogeneidad mencionada, se prevé un muestreo fácilmente representativo de la unidad.

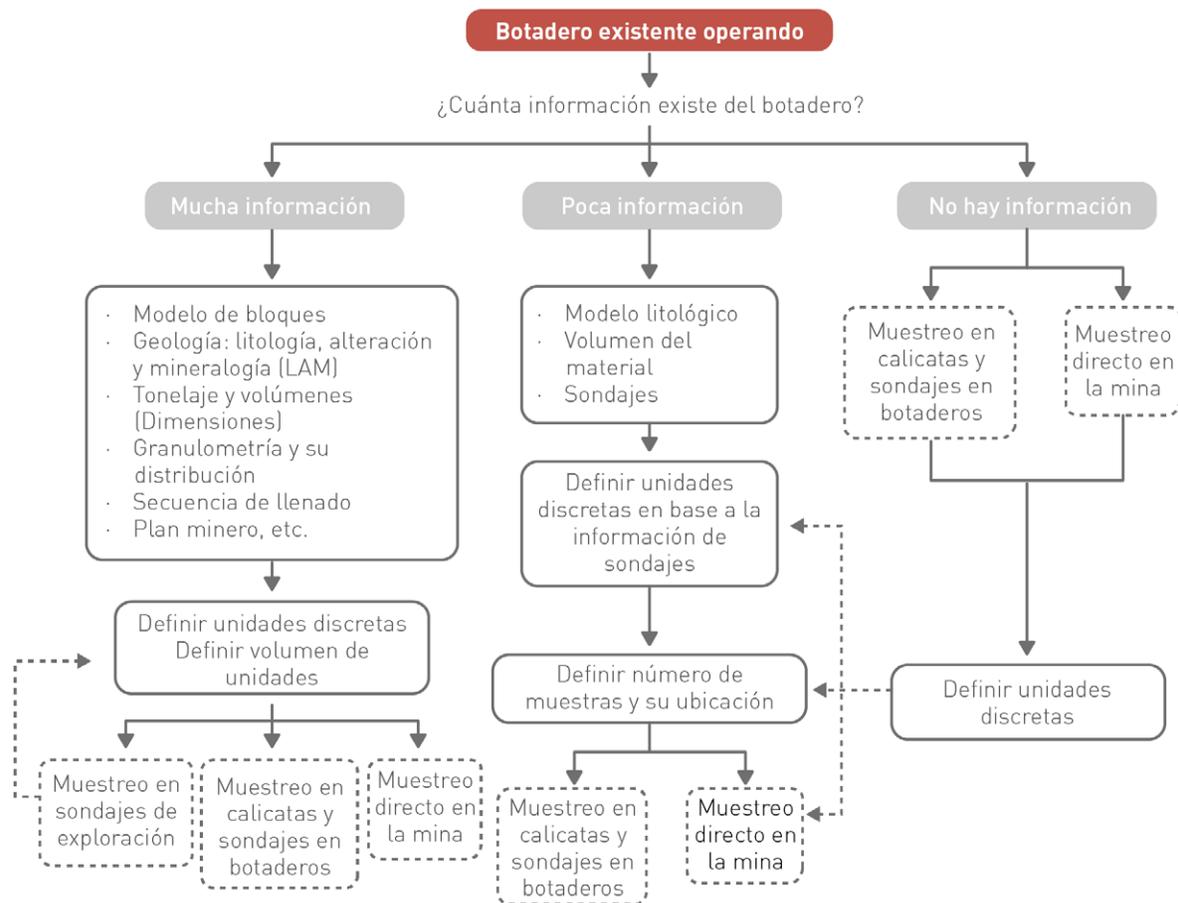


Figura 78. Árbol de decisiones para el muestreo en botaderos en operación en función de la información disponible.
Fuente: Elaboración Propia

• **Depósito de relaves**

Considerando diferentes estados de operación se presenta a continuación el árbol de decisiones para el muestreo en los depósitos de relaves.

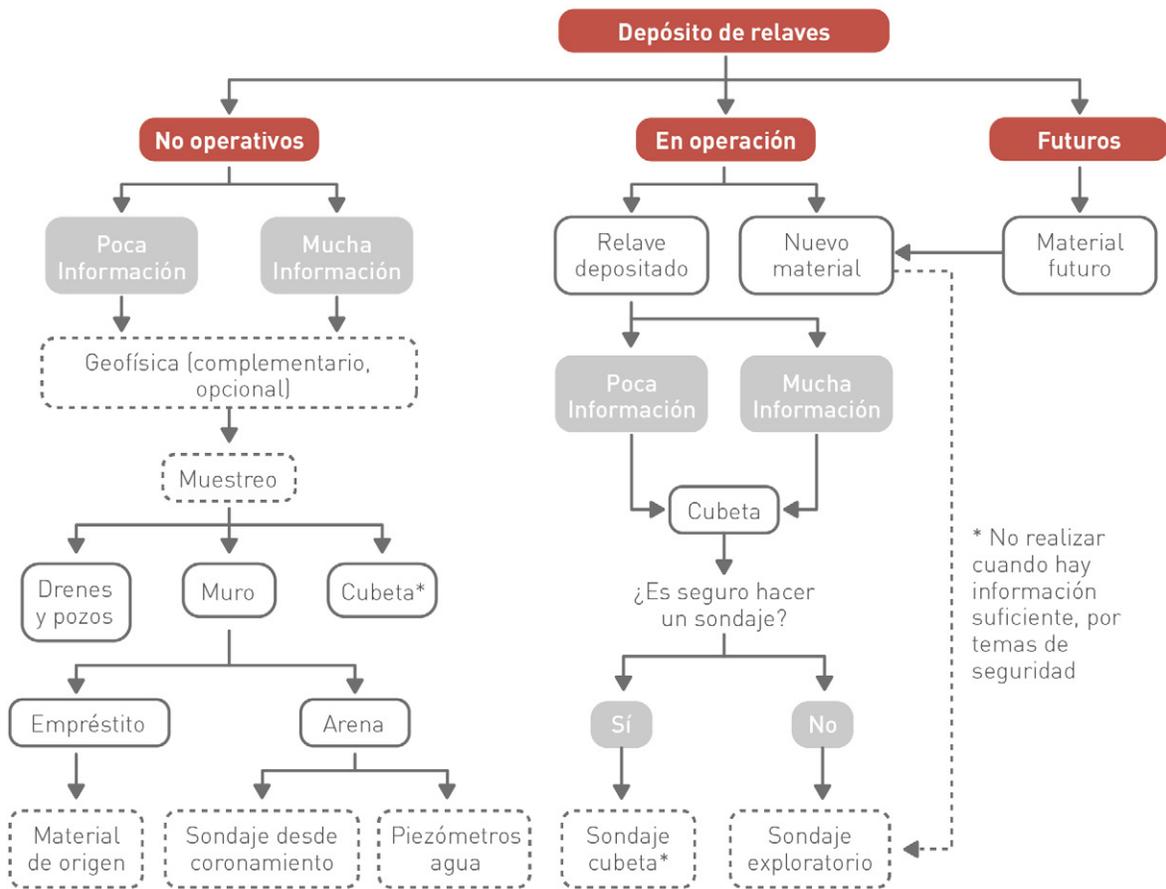


Figura 79. Árbol de decisiones para el muestreo en depósitos de relaves.
Fuente: Elaboración Propia.

- **Depósitos de lixiviación**

En la siguiente figura se presenta, el diagrama de decisiones para el muestreo en instalaciones con material resultante de procesos de recuperación de material a partir de su lixiviación.

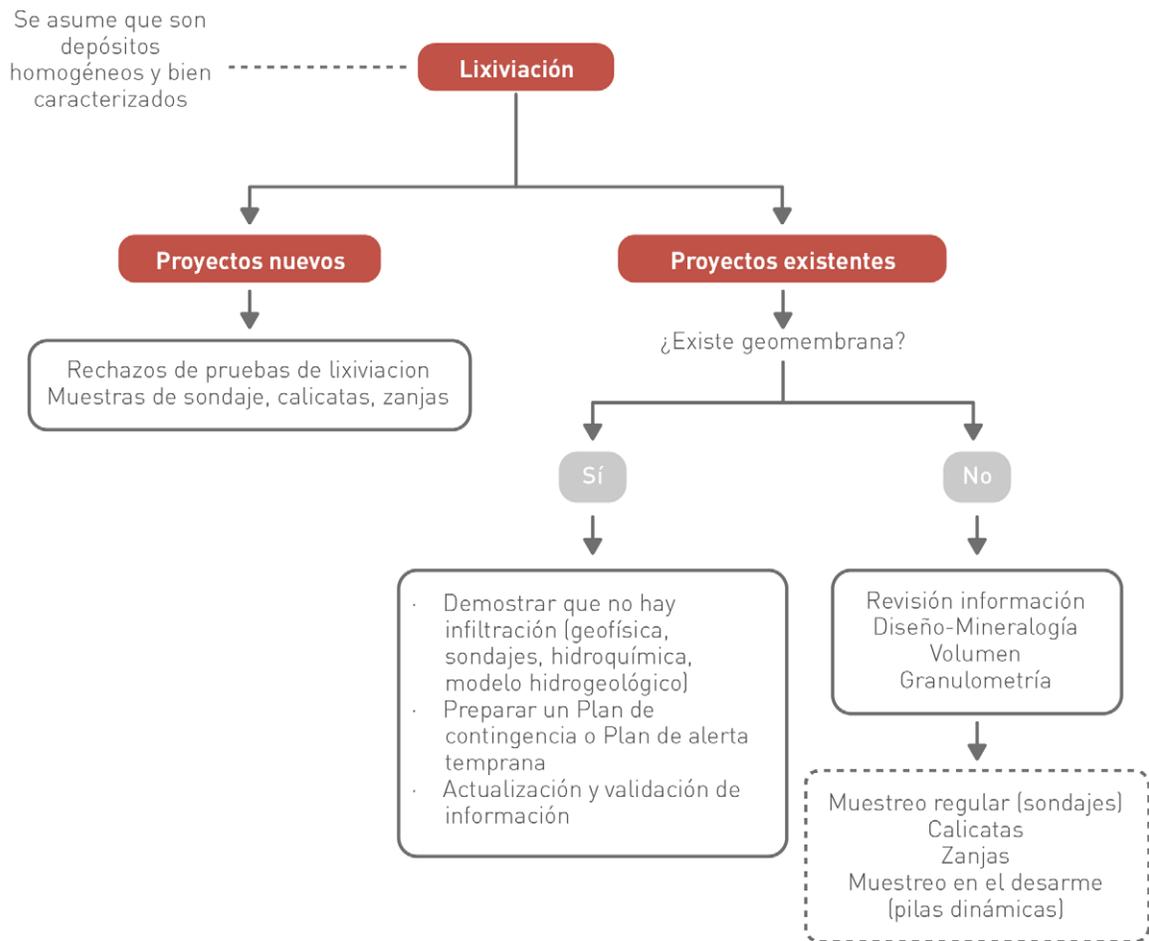


Figura 80. Árbol de decisiones para el muestreo en instalaciones con material lixiviado.
Fuente: Elaboración Propia.

d. Clasificación estadística del muestreo

Como se ha indicado en la introducción, en el Anexo 3 (*Generalidades del muestreo*) se presentan aspectos relacionados con el diseño de un programa de muestreo. En esa información se hace referencia a aspectos estadísticos o al tipo de muestra, entre otros, que sirven como input de la siguiente tabla [Tabla 32], como apoyo al lector en referencia al muestreo en las fuentes potencialmente generadoras de DM. Esta tabla presenta información relacionada a cuatro

aspectos básicos para cada tipo de instalación: tipo de fuente, objetivo del muestreo, tipo de muestreo y tipo de muestra.

NOTA: NP = no probabilístico o "a juicio"; P = probabilístico; AE = muestreo aleatorio estratificado; AS = aleatorio simple; ASS = aleatorio sistemático) y del tipo de muestra (S = muestras simples; C = muestras compuestas). Todos estos aspectos se encuentran definidos en el **Anexo 3** (*Generalidades del muestreo*).

Tabla 32. Tabla resumen del tipo de muestreo desde el punto de vista estadístico y del tipo de muestra teniendo en cuenta las principales características de las fuentes potencialmente generadoras de DM.

	Botaderos	Botaderos de escorias	Depósitos de relaves	Lixiviación	Rajo abierto y mina subterránea
Tipo de fuente	Heterogénea	Homogénea	Homogénea	Homogénea	Heterogénea
Objetivo del muestreo	* U. Discretas * Caracterización	Caracterización	Caracterización	Caracterización	*U. Discretas *Caracterización
Tipo de muestreo	NP o AE	P (AS, ASS)	P (AS, ASS)	P (AS, ASS)	NP
Tipo de muestra	S (evitar C)	S,C	S,C	S,C	S (evitar C)

Fuente: Elaboración Propia.

6.3.2 Muestreo en los medios de exposición de DM

Para la cuantificación del riesgo ambiental asociado al desarrollo de la actividad minera es necesario identificar los elementos y compuestos que pueden afectar a los distintos medios de exposición (agua subterránea, agua superficial, sedimento y/o suelo) en el proceso generador de DM (*Véase Apartado 4.4. Evaluación de Riesgos*).

La calidad de esta evaluación y las aproximaciones que se realicen en base a ésta, se encuentra definida por las consideraciones que sean tomadas durante la preparación e implementación del programa de muestreo, con especial importancia en el aseguramiento y control de calidad que se realice durante el proceso.

La tabla a continuación (Tabla 33) presenta las metodologías establecidas en diferentes normas chilenas en relación al muestreo de medios de exposición.

Tabla 33. Legislación nacional vigente respecto del muestreo en medio de exposición y/o receptores considerados en la presente Guía.

Agua	Norma Chilena Oficial <i>NCh 411/1</i> . Of 96. Calidad del agua – Muestreo – Parte 1: Guía sobre técnicas de muestreo.
Agua	Norma Chilena Oficial <i>NCh 411/2</i> . Of 96. Calidad del agua – Muestreo – Parte 2: Guía sobre técnicas de muestreo.
Agua	Norma Chilena Oficial <i>NCh411/3</i> . Of 96. Calidad del agua – Muestreo – Parte 3: Guía sobre la preservación y manejo de las muestras.
Agua de ríos y cursos de agua	Norma Chilena Oficial <i>NCh411/6</i> . Of 98. Calidad del agua – Muestreo – Parte 6: Guía para el muestreo de ríos y cursos de agua.
Agua subterránea	Norma Chilena Oficial <i>NCh411/11</i> . Of 98. Calidad del agua – Muestreo – Parte 11: Guía para el muestreo de aguas subterráneas.
Lagos naturales y artificiales	Norma Chilena Oficial <i>NCh411/4</i> . Of 97. Calidad del agua – Muestreo – Parte 4: Guía para el muestreo de lagos naturales y artificiales
Sedimento	No existe normativa nacional al respecto
Suelo	No existe normativa nacional al respecto

Fuente: Elaboración Propia.

Adicionalmente, existen numerosas guías de referencia a nivel internacional para el muestreo en estos medios (Modificado de INAP, 2012):

Muestreo de la calidad de agua

- **ISO 5667** - Water Quality Sampling - Part 3: Guidance on the Preservation and Handling of Water Samples (ISO, 2003)
- **USGS** - National Field Manual for the Collection of Water-Quality Data (USGS, variously dated)
- **ANZECC/ARMCANZ**- Australian Guidelines for Water Quality Monitoring and Reporting (ANZECC and ARMCANZ, 2000)
- **ACMER** - A Guide to the Application of the ANZECC/ARMCANZ Water Quality Guidelines in the Minerals Industry (Batley *et al.*, 2003)
- **USEPA** - Sampling Ambient Water for Trace Metals at EPA Water Quality Criteria Levels (USEPA, 1996)

- **MEND 4.7.1** Monitoring Acid Mine Drainage (MEND, 1990)

Muestreo agua subterránea

- **USEPA** Ground-Water Sampling Guidelines for Superfund and RCRA Project Managers (Yeskis and Zavala, 2002)
- **ISO 5667** Water Quality Sampling - Part 18: Guidance on Sampling of Groundwater at Contaminated Sites (ISO, 2001)
- **NEPC** Schedule B (2) Guideline on Data Collection, Sample Design and Reporting (NEPC, 1999)
- **AS/NZS** Water Quality Sampling, Part 11: Guidance on Sampling of Groundwaters (AS/NZS, 1998)
- **MEND 4.7.1** Monitoring Acid Mine Drainage (MEND, 1990)

Muestreo de aguas superficiales

- **ISO 5667** Water Quality Sampling - Part 6: Guidance on Sampling of Rivers and Streams (ISO, 2005)

Sedimentos

- **MEND 4.7.4** Review of Sediments Monitoring Techniques (MEND, 1990)

6.3.3 Indicaciones y recomendaciones a considerar en el muestreo de receptores biológicos

El monitoreo de receptores biológicos tiene el objetivo general de identificar cambios en la biota o en la dinámica de la población ecosistémica debido a las actividades mineras; específicamente, se investigan cambios en la composición de especies, y la abundancia y distribución de plantas y/o animales. Normalmente, se elige especies indicadoras y se monitorea cambios en la química, el comportamiento, el ciclo de reproducción, el tamaño de población y la salud de las especies para evaluar el efecto de DM sobre el ecosistema (Lottermoser, 2007). A menudo, pescados y macro-invertebrados bénticos son elegidos como especies indicadoras. Es importante establecer una línea base de la situación del ecosistema; se recomienda tener estaciones de muestreo aguas arriba y abajo de las instalaciones mineras. El hábitat es un factor en la elección de la ubicación de los puntos de muestreo y debe ser caracterizado para establecer condiciones línea base y evaluar los impactos de DM.

7

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuerdo Marco Producción Limpia, 2002. Guía Metodológica sobre Drenaje Ácido en la Industria Minera, Sector Gran Minería, Buenas Prácticas y Gestión Ambiental, Chile.
- Alakangas, L., Andersson, E. and Mueller, S., 2013. Neutralization/prevention of acid rock drainage using mixtures of alkaline by-products and sulfidic mine wastes, *Environ Sci Pollut Res* 20:7907-7916.
- Allison, J.D., Brown, D.S. and Novo-Gradac, K.J., 1991. MINTEQA2/PRODEFA2, A geochemical assessment model for environmental systems, version 3.0 user's manual. EPA/600/3-91/021. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, Athens, GA.
- AMIRA, 2002. ARD Test Handbook. Project P387A Prediction & Kinetic Control of Acid Mine Drainage.
- Appelo, C.A.J. and Postma, D., 1993. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. A.A. Balkema, Rotterdam, 536p. [Contains description of input for PHREEQM].
- Arnold, S., Schneider, A., Doley, D. and Baumgartl T, 2014. The limited impact of vegetation on the water balance of mine waste cover systems in semi-arid Australia - Arnold - 2014 - *Ecohydrology* - Wiley Online Library. Ecohydrology.n/a-n/a. doi:10.1002/eco.1485
- AS/NZS - Standards Australia and Standards New Zealand (AS/NZS), 1998. *Water Quality - Sampling - Part 11: Guidance on Sampling Groundwaters*. AS/NZS 5667.11:1998.
- Australia, C.O., 2006. *Mine rehabilitation*. Canberra.
- ANZECC/ARMCANZ - Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC) and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand (ARMCANZ), 2000. *Australian Guidelines for Water Quality Monitoring and Reporting*. National Water Quality Management Strategy No. 7, October.
- Ball, J.W. and Nordstrom, D.K., 1991. User's manual for WATEQ4F, with revised thermodynamic data base and test cases for calculating speciation of major, trace, and redox elements in natural waters. U.S. Geol. Surv. Open-File Report 91-183, 189 p.
- Batley, G.E., Humphrey, C.L., Apte, S.C., and Stauber, J.L., 2003. *A Guide to the Application of the ANZECC/ARMCANZ Water Quality Guidelines in the Minerals Industry*. Australian Center for Mining Environmental Research (ACMER), September.
- Bethke, C.M., 1994. *The Geochemist's Workbench™ Version 2.0: A User's Guide to Txn, Act2. Tact, React, and Btplot*. University of Illinois, 213pp.
- Bethke, C.M., 1996. *Geochemical Reaction Modelling: Concepts and Applications*. Oxford University Press, NY, 397pp.
- Bicknell, B.R., Imhoff, J.C., Kittle, J.L., Jr., Donigan, A.S., Jr. and Johanson, R.C., 1997. *Hydrological Simulation Program--Fortran, User's manual for version 11*: U.S. Environmental Protection Agency, National Exposure Research Laboratory, Athens, Ga., EPA/600/R-97/080, 755 p.
- Bonazountas, M. and Wagner, J. 1981, 1984. *SESOL: A seasonal soil compartment model*. Prepared by Arthur D. Little, Inc., Cambridge, Massachusetts.
- Broughton, L. and Robertson, A., 1992. *Acid Rock Drainage From Mines: Where We Are Now*. IMM Minerals, Metals and Environment Conference, Manchester, U.K., February 4-6, 1992.
- Brousseau, J.H.R., Seed, L.P., Lin, M.Y., Shelp, G.S., and Fyfe, J.D., 2000. *Electrochemical Prevention of Acid Mine Drainage*.
- Burkell, J. E. and Warren, I. H., 1987. *Production of sodium chlorate*. United States Patent N° 4,702,805
- Carsel, R.F., Smith, C.N., Mulkey, L.A., Dean, J.D., and Jowise, P., 1984. *User's Manual for the Pesticide Root Zone Model (PRZM): Release 1*. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Athens, GA. EPA-600/3-84-109.
- Clement, T.P., 1997. *RT3D, Versión 1.0. A modular computer code for simulating reactive multispecies transport in 3-dimensional groundwater systems*. Pacific Northwest National Laboratory, PPNL-11720.
- Cochilco, 2014. *Anuario de Estadísticas del Cobre y Otros Metales 1994-2013*.
- Commonwealth of Australia, 2006. *Mine rehabilitation*. Canberra. pp67.
- Consejo Minero, 2014. *2013 - REPORTE ANUAL CONSEJO MINERO - 2014*.
- Cravotta, C.A., K.B.C. Brady, M.W. Smith and Beam, R. L., 1990. *Effectiveness of the addition of alkaline*

- materials at surface coal mines in preventing or abating acid mine drainage: Part 1. Geochemical Considerations. In Proc. Mining and Reclamation Conference and Exhibition, J. Skousen, J. Sencindiver, D. Samuel, Charleston (Eds.) West Virginia University Publication Services, Morgantown, April 23-26, Vol. 1, pages 221-225, ISBN 0-925500-02-X.
- Cravotta, C.A. and Trahan, M.K., 1999. Limestone drains to increase pH and remove dissolved metals from acidic mine drainage. *Applied Geochemistry*, 14, 581-606.
- Cravotta, C.A. III, 2010. Abandoned mine drainage in the Swatara Creek Basin, Southern Anthracite Coalfield, Pennsylvania, USA--2. Performance of passive-treatment systems: Mine Water and the Environment, v. 29, p. 200-216. (<http://dx.doi.org/10.1007/s10230-010-0113-5>)
- Davis, G.B. and Ritchie, A.I.M., 1986. A model of oxidation in pyritic mine wastes: Part 1. Equations and approximate solutions. *Applied Mathematical Modeling* 10:314-322.
- Davis, G.B., Doherty G., and Ritchie, A.I.M., 1986. A model of oxidation in pyritic mine wastes: Part 2. Comparison of numerical and approximate solution. *Applied Mathematical Modeling* 10:323-329.
- Davis, G.B. and Ritchie, A.I.M., 1987. A model of oxidation in pyritic mine wastes: Part 3. Import of particle size distribution. *Applied Mathematical Modeling* 11:417-422.
- Decreto 41. Aprueba Reglamento de la Ley de Cierre de Faenas e Instalaciones Mineras. Ministerio de Minería. 22-11-2012. Chile.
- Decreto con Fuerza de Ley 1122. Fija Texto del Código de Aguas. Ministerio de Justicia. Última modificación 4-SEP-2014 Ley 20774. Chile.
- Decreto 132. Aprueba Reglamento de Seguridad Minera. Ministerio de Minería. Última modificación 14-JUN-2013 Decreto 34. Chile.
- Decreto 148. Aprueba Reglamento Sanitario sobre Manejo de Residuos Peligrosos. Ministerio de Salud. 16-06-2004. Chile.
- Decreto Supremo 248. Reglamento para la aprobación de proyecto de diseño, construcción, operación y cierre de los depósitos de Relaves, Ministerio de Minería. Chile.
- Diaby, N., Dold, B., Johnson, D., Pfeifer, H.R., Holliger, C., Johnson, B., and Hallberg, K., 2007. Microbial communities in a porphyry copper tailings impoundment and their impact on the geochemical dynamics of the mine waste. *Environmental Microbiology* 9(2): 298-307.
- Dold, B, 2003. Aguas ácidas: formación, predicción, control y prevención. *Revista MINERIA* N° 309.
- Dold, B, 2010. Basic concepts in environmental geochemistry of sulfide mine-waste management. In: Sunil Kumar (Ed.) "Waste Management", ISBN 978 - 953 - 7619 - 84 - 8. SCIYO.com open access publications. 173 - 198.
- Dold, B., 2014. Submarine Tailings Disposal (STD)—A Review, *Minerals* 4, 642-666.
- Edger, P., and Mitchell, P., 2006. The use of microencapsulation to prevent acid rock drainage. Poster paper presented at the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), March 26-30, 2006, St. Louis MO. R.I. Barnhisel (ed.) Published by the American Society of Mining and Reclamation (ASMR), 3134 Montavesta Road, Lexington, KY 40502.
- Elliot, P. and Pershke, D., 2006. Risk Management System for Sustainable Mine Closure and Completion. URS Australia Pty LTd. Paper presented at Annual Sustainable Development Conference SD06 - Operating for enduring Value, Minerals Council of Australia.
- Environmental Research Software, 2005. <http://www.mineql.com/> (last accessed July 13, 2005).
- ESI-CMIC, 2014. Environmental Stewardship Initiative (ESI) of the Canada Mining Innovation Council (CMIC), 2014. Pre-Feasibility Report of the ESI Closure Working Group.
- Evangelou, VP., 1996. Oxidation proof silica surface coating iron sulfides. US Patent 5, 494, 703.
- Evangelou, VP., 2001. Pyrite microencapsulation technologies: principles and potential field application. *Ecol Eng* 17:165-178.
- Fourth International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), 1997. Short Course Chemical Prediction Techniques for ARD. Vancouver, B.C. Canada.
- Freeze, A.R., and Cherry, J.A., 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ.
- Franks, D.M., Boger, D.V., Cote, C.M., and Mulligan, D.R., 2011. Sustainable development principles for

- the disposal of mining and mineral processing wastes. *Resour. Policy* 36, 114-122.
- Fundación Chile, 2010. Catastro de tecnologías, proyecto Consultoría de Apoyo a los Procesos de Normas Ambientales en Sistemas Hídricos: Estimación de Costos de Abatimiento de Contaminantes en Residuos Líquidos, para la Comisión Nacional de Medio Ambiente, CONAMA.
- Fundación Chile, 2012. Programa Nacional para la Gestión Integral del Drenaje Ácido en Zonas áridas y Semiáridas (Programa DAZA). Marzo 2012.
- Garreaud, R., 2009. The Andes climate and weather. *Adv. Geosciences*, 7: 1-9.
- Geo-Slope International, 1994. SEEP/W User's Manual. Geo-Slope International Ltd., Calgary, Alberta, Canada.
- Gerke, H.H., Frind, E.O., and Molson, J.W., 1998. Modelling the effect of chemical heterogeneity on acidification and solute leaching in overburden mine spoils. *J. Hydrol.* 209, 166-185.
- Gobierno de Perú, 1995. Guía Ambiental para el Drenaje Ácido de Minas. Ministerio de Energía y Minas, Asuntos Ambientales Mineros, Legislación, Normas Técnicas para Diseño Ambiental.
- Goursot, A., Vasilyev, V., and Arbuznikov, A., 1997. Modeling of Adsorption Properties of Zeolites: Correlation with the Structure. *J. Phys. Chem. B* 1997, 101, 6420-6428.
- Guía Práctica Climática, 2008. (Dirección Meteorológica de Chile, www.meteochile.cl).
- Gusek, J.J., 2002. Sulfate-reducing bioreactor design and operating issues: Is this the passive treatment technology for your mine drainage?
- Harbaugh, A.W. and McDonald, M.G., 1996. User's Documentation for MODFLOW-96, and update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference groundwater flow model U.S. Geological Survey Open File Report 96D485.
- Harder, L.F., Jr, Kroll, R., Claassen, V., Buck, P.E.F., and Berry, A.M., 2010. Investigation of tree root penetration into a levee soil-cement-bentonite slurry cutoff wall, Presented at the Association of State Dam Safety Officials - Dam Safety 2010 Proceedings.
- Healy, R.W., 1990. Simulation of solute transport in variably saturated porous media with supplemental information on modifications to the U.S. Geological Survey's computer program VS2D. U.S. Geological Survey Water Resources Investigations Report 90-4025.
- Hitchon, B., Perkins, E.H., and Gunter, W.D., 1996. Introduction of Ground Water Geochemistry and SOL-MINEQ.GW. Geoscience Publishing Ltd., Alberta.
- Huang, L., Baumgartl T, and Mulligan, D., 2012. Is rhizosphere remediation sufficient for sustainable revegetation of mine tailings? *Annals of Botany*. doi:10.1093/aob/mcs115
- INAP – The International Network for Acid Prevention (INAP), 2012. Global Acid Rock Drainage Guide (GARD Guide), <http://www.gardguide.com/>
- ISO - International Standards Organization, 2001. Water quality – Sampling – Part 18: Guidance on sampling of groundwater at contaminated sites. ISO 5667-18:2001(E).
- ISO - International Standards Organization, 2003. Water quality – Sampling – Part 3: Guidance on the preservation and handling of water samples. ISO 5667-3:2003(E).
- ISO - International Standards Organization, 2005. Water quality – Sampling – Part 6: Guidance on sampling of rivers and streams. ISO 5667-6:2005(E)
- ITRC Mining Waste Team, 2014. Technology Overview as part of a Web-based Technical and Regulatory Guidance. Anoxic Limestone Drains (en línea). http://www.itrcweb.org/miningwaste-guidance/to_anoxic.htm. Consultado el 1 de diciembre 2014.
- Jiao, W., Ouyang, W., Hao, F., Huang, H., Shan, Y., and Geng, X., 2014. Combine the soil water assessment tool (SWAT) with sediment geochemistry to evaluate diffuse heavy metal loadings at watershed scale. *Environmental Science and Pollution Research*, Volume 21, Issue 9, pp 5960-5971
- Jenkins, J.D., 2006. Role of Flow and Organic Carbon on Acid Mine Drainage Remediation in Waste Rock, PhD Thesis, University of Colorado, 213 pages.
- Kawatra, S.K., and Eisele, T.C., 2001. Depression of pyrite flotation by yeast and bacteria. In: Kawatra, S.K., Nagtarjan, K.A. (Eds.), *Mineral Biotechnology: Microbial Aspects of Mineral Beneficiation, Metal Extraction, and Environmental Control*. Society of Mining, Metallurgy and Exploration, Colorado, USA.

- Kepler, D.A., and E.C. McCleary, 1994. Successive alkalinity-producing systems (SAPS) for the treatment of acid mine drainage. USBM SP 06B-94, 195-204.
- Kharaka, Y.K., Gunter, W.D., Aggarwal, P.K., Hull, R.W., and Perkins, E.H., 1988. SOLMINEQ.88: A computer program code for geochemical modeling of water-rock interactions U.S. Geological Survey Water Resources investigations Report 88-4227, 420p.
- Kipp, K.L., Jr., 1998. Guide to the Revised Heat and Solute Transport Simulator: HST3D. US Geol. Surv. Water-Resour. Report 97-4157, 149pp.
- Kuo, E.Y. and Ritchie, A.I.M., 1999. The impact of convection on the overall oxidation rate in sulfide waste rock dumps. In Proceedings Mining and Environment II 1999, Paper presented at the Sudbury '99 Conference, Proceedings Volume 1, pp. 211-220, September 13-17, 1999, Sudbury, Ontario, Canada.
- Lappala, E.G., Healy, R.W., and Weeks, E.P., 1987. Documentation of computer program VS2D to solve the equations of fluid flow in variably saturated porous media. U.S. Geological Survey Water Resources Investigations Report 83-4099.
- Leavesley, G.H., Lichty, R.W., Troutman, B.M., and Saindon, L.G., 1981. A precipitation-runoff modeling system for evaluating the hydrologic impacts of energy-resource development. Proceedings of the 49th Annual Meeting of the Western Snow Conference: St. George, Utah, pp. 65-76.
- Leavesley, G.H., Lichty, R.W., Troutman, B.M., and Saindon, L.G., 1983. Precipitation-runoff modeling system: User's manual. U.S. Geological Survey Water Resources Investigations Report 83-4238, 207 p.
- Leduc, M., and Smith, M.E., 2003. Co-Disposal™ Innovations for Cost Savings and Liability Reduction, Originally published in The Latin America Mining Record, July/Aug. 2003.
- Lefebvre, R. and Gelinis, J., 1995. Paper presented at the Sudbury '95 Conference, Proceedings, Volume 3, pp. 869-878, Sudbury, Ontario, Canada.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., and Gelinis, P., 2001. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage, 1. Conceptual model and system conceptualization. J. Contam. Hydrol. 52, p. 137-164.
- Lefebvre, R., Lamontagne, A. Wels, C., and Robertson, A. MacG., 2002. In: Tailings and Mine Waste '02, pp. 479-488. Proceedings of the Ninth International Conference on Tailings and Mine Waste, Fort Collins, Colorado, USA, 27-30 January 2002.
- Ley 19300. Ley de Bases del Medio Ambiente. Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Última modificación 13-NOV-2010 Ley 20473. Chile.
- Ley 20551. Regula el Cierre de Faenas e Instalaciones Mineras (Ley 20.819 modifica la Ley 20551). Ministerio de Minería. 11-11-2012. Chile.
- Lichtner, P.C., 1985. Continuum model for simultaneous chemical reactions and mass transport in hydrothermal systems. *Geochem.Cosmochim. Acta* 49, 779-800.
- Lichtner, P.C., 1996. Continuum formulation of multi-component-multiphase reactive transport. In: *Reactive Transport in Porous Media* (P.C. Lichtner, C.I. Steefel and E.H. Oelkers, eds.), *Rev. Mineral* 34, 1-81.
- Lindsay, W.L., 1979. *Chemical equilibria in soils*, John Wiley & Sons, New York.
- López Pamo E, Aduvire O, and Baretino D., 2002. Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. *Boletín Geológico y Minero*, 2002, 113 : 3-21
- Lottermoser, B. G., 2007. *Mine Wastes. Characterization, Treatment, Environmental Impacts. Second Edition.*
- Lottermoser, B. G., 2010. *Mine Wastes. Characterization, Treatment, Environmental Impacts. Third Edition.*
- Maddocks, G., Newberry, T., Jong, T., Schneider, A., and Verburg, R., 2009. Co-disposal and Insitu Neutralisation of Waste Rock and Tailings: Limiting ARD in Acid Forming Waste Rock, Securing the Future and 8th ICARD, June 22-26, Skelleftea Sweden.
- Maest, A.S., Kuipers, J.R., Travers, C.L., and Atkins, D.A., 2005. *Predicting Water Quality at Hardrock Mines: Methods and Models, Uncertainties, and State-of-the-Art.*
- Mayer, K.U., Frind, E.O., and Blowes, D.W., 2002. A numerical model for the investigation of reactive transport in variably saturated media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resources Research* #38.
- McDonald, M.G. and Harbaugh, A.W., 1988. A modu-

- lar three-dimensional finite-difference ground-water flow model. U.S. Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations, Book 6, Chapter A1.
- McLemore, V.T, Russell, C.C and Smith, K.S., 2009. ADTI-MMS Sampling and Monitoring for the Mine-life Cycle. Paper presented at Securing the Future and 8th ICARD, June 23-26, 2009, Skellefteå, Sweden.
- MEND - Mine Environment Neutral Drainage Program (MEND), 1990. Monitoring Acid Mine Drainage. Prepared by Emily Robertson and Steffen Robertson and Kirsten (B.C.) Inc., MEND Project 4.7.1, August.
- MEND - Mine Environment Neutral Drainage Program (MEND), 1990. Review of Sediment Monitoring Techniques. MEND project 4.7.4. Prepared by EVS Consultants. November.
- MEND - Mine Environment Neutral Drainage Program, 1994. SOILCOVER: User's Manual for an evaporative flux model, MEND 1.25.1 Canadian Centre for Mineral and Energy Technology, Mine Environment Neutral Drainage Program.
- MEND - Mine Environment Neutral Drainage Program, 1995. 1.15.2a: MINEWALL 2.0 - User's Manual (diskette included), September 1995. 1.15.2b: MINEWALL 2.0 - Literature Review and Conceptual Models, September 1995. 1.15.2c: Application of MINEWALL 2.0 to Three Mine Sites, September 1995.
- MEND - Mine Environment Neutral Drainage Program, 1997. 4.5.4. Guideline Document for Monitoring Acid Mine Drainage. Terrestrial & Aquatic Environmental Managers (TAEM) Ltd.
- MEND - Mine Environment Neutral Drainage Program, 1998. Blending and Layering Waste Rock to Delay, Mitigate or Prevent Acid Rock Drainage and Metal Leaching: A Case Study Review. MEND Project 2.37.1.
- MEND - Mine Environment Neutral Drainage Program, 2001a. Methods for Delaying the Onset of Acidic Drainage – A Case Study Review. MEND Project 2.37.2.
- MEND - Mine Environment Neutral Drainage Program, 2001b. Manual Volume 1 – Summary. MEND 5.4.2a. March, 2001.
- MEND - Mine Environment Neutral Drainage Program, 2008. MEND Project 1.16.1b. Acid Rock Drainage Prediction Manual. March 1991. Electronic revision June 2008.
- MEND - Mine Environment Neutral Drainage, 2009. Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulfidic Geologic Materials. MEND Report 1.20.1.
- Miller, S., Schumann, R. Smart, R. and Y. Rusdinar 2009. ARD Control by Limestone Induced Armouring and Passivation of Pyrite Mineral Surfaces.
- Ministerio de Medio Ambiente y Fundación Chile, 2012. Guía Metodológica para la Gestión de Suelos con Potencial Presencia de Contaminantes.
- MMA – Ministerio de Medio ambiente, 2014. Lineamientos Metodológicos para la Evaluación de Riesgo Ecológico.
- NASA. http://www.nasa.gov/vision/earth/technologies/harvestingmars_prt.htm
- NEPC - National Environment Protection Council (NEPC), 1999. Schedule B (2) Guideline on Data Collection, Sample Design and Reporting. National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure 1999, December.
- Neuman, S.P. and Wierenga, P.J., 2003. A comprehensive strategy of hydrogeologic modeling and uncertainty analysis for nuclear facilities and sites. Prepared for the Office of Nuclear Regulatory Research, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, D.C., NUREG/CR-6805.
- Nordstrom, K., 2015. Baseline and premining geochemical characterization of mined sites. Applied Geochemistry Vol. 57: 17-34.
- Nordstrom, D.K., 2004. Modeling Low-temperature Geochemical Processes. In: Treatise on Geochemistry. H.D. Holland and K.K. Turekian, eds. Volume 5, Surface and Ground Water, Weathering and Soils, J.I. Drever, ed. 5.02: 37-72. Elsevier Ltd.
- Novak, C.F., 1993. Development of the FMT chemical transport simulator: Advective transport sensitivity to aqueous density and mineral volume fraction coupled to phase compositions. Sandia National Lab., Preprint, SAND93-0429C, 22p.
- Novak, C.F., 1994. Modelling mineral dissolution and precipitation in dual-porosity fracture-matrix systems. Jour. Contaminant Hydrology 13, 91- 115.
- Oreskes, N., 2000. Why predict? Historical perspectives on prediction in the earth sciences. In: Prediction: Decision-making and the Future of Nature, edited by Daniel Sarewitz, Roger Pielke, Jr., and Radford Byer-

- ly, Jr. (Washington, D.C.: Island Press): 23-40.
- Ortoleva, P., Merino, E., Moore, C., and Chadam, J., 1987. Geochemical self-organization in reaction-transport feedbacks and modeling approach. *Amer. J. Science*, 187, 979-1007.
- PADEP, 1998. Pennsylvania's Comprehensive Plan for Abandoned Mine Reclamation, Bureau of Abandoned Mine Reclamation, PADEP, June, 1998.
- Palamo, A., Fernaddez-Jimenez, A., Kovalchuk, G., Ordonez, L.M., and Naranjo, M.C., 2007. Opc-fly ash cementitious systems: study of gel binder produced during alkaline hydration. *J Mater Sci*, 42: 2958-2966.
- Pantelis, G., 1993. FIDHELM: Description of model and users guide, Australian Nuclear Science and Technology Organization Report ANSTO/M123.
- Pantelis, G. and Ritchie, A.I.M., 1991. Macroscopic transport mechanisms as rate-limiting factor in dump leaching of pyritic ores. *Applied Mathematical Modeling*, 15:136-143.
- Papelis, C., Hayes, K.F., and Leckie, J.O., 1988. HYDRAQL - A program for the computation of chemical equilibrium composition of aqueous batch systems including surfacecomplexation modeling of ion adsorption and the oxide/solution interface. Department of Civil Engineering Technical Report 306, StanfordUnov., Stanford, Calif., 130p.
- Parker, D.R., Norvell, W.A., and Chaney, R.L., 1995. GEOCHEM-PC - A chemical speciation program for IBM and compatible personal computers. In: Loeppert, R.H. *et al.* (eds), *Chemical Equilibrium and Reaction Models: Soil Science Society of America, Spec. Pub.No. 42, ASA and SSSA, Madison, Wis., 253-269.*
- Parkhurst, D.L., 1995. User's guide to PHREEQC - A computer program for speciation, reactionpath, advective-transport, and inverse geochemical calculations. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 95-4227, 143 p.
- Parkhurst, D.L., 1997. Geochemical mole-balancing with uncertain data. *Water Resour. Res.* 33, 1957-1970.
- Parkhurst, D.L and Appelo, C.A.J., 1999. User's Guide to PHREEQC (version 2) - A Computer Program for Speciation, Batchreaction, One-dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations. US Geol. Surv. Water-Resour. Invest. Report 99-4259, 312pp.
- Parkhurst, D.L. and Appelo, C.A.J., 2013. Description of input and examples for PHREEQC, version 3—A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 6, chap. A43, 497 p., available only at <http://pubs.usgs.gov/tm/06/a43>.
- Peppas, A., Komnitsas, K. and Halikia, I., 2000. Use of organic covers for acid mine drainage control, *Minerals Engineering*, Vol. 13, No. 5, pp. 563-574.
- Pérez-López R., Nieto, J.M. and Almodovar, G.R., 2007. Utilization of fly ash to improve the quality of the acid mine drainage generated by oxidation of a sulfide-rich mining waste: column experiments. *Chemosphere* 67:1637-1646.
- Perkins, E.H., Nesbitt, H.W., Gunter, W.D., St-Arnaud, L.C. and Mycroft, J.W., 1995. Critical Review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acidic drainage from waste rock. MEND Project 1.42.1. April.
- Pimenta de Ávila, 2011. The Drained Stacking of Granular Tailings: A Disposal Method for a Low Degree of Saturation of the Tailings Mass. Proceedings Tailings and Mine Waste 2011 Vancouver, BC, November 6 to 9, 2011.
- PIRAMID Consortium, 2003. Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters. European Commission 5th Framework RTD Project no. EVK1-CT-1999-000021 "Passive in-situ remediation of acidic mine / industrial drainage" (PIRAMID). University of Newcastle Upon Tyne, Newcastle Upon Tyne UK. 166pp
- Plumlee, G. S., Smith, K. S., Montour, M. R., Ficklin, W. H. and Mosier, E. L., 1999. Geologic controls on the composition of natural waters and mine waters draining diverse mineral deposits, in Plumlee, G. S., and Filipek, L. H., eds., *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits Part B: Case Studies and Research Topics, Reviews in Econ. Geology*, vol. 6B: Littleton, CO, Soc. Econ. Geologists: 373-409.
- Plummer, L.N., Prestemon, E.C. and Parkhurst, D.L., 1991. An Interactive Code (NETPATH) for Modelling Net Geochemical Reactions along a Flow Path. *US Geol. Surv. Water-Resour. Invest. Report* 91-4078, 227pp.
- Plummer, N.L. and Parkhurst, D.J., 1990. Application of the Pitzer equation to the PHREEQE geochemical

- model. In: Melchoir, D.C. and Bassett, R.L., eds., *Chemical Modeling of Aqueous Systems II: ACS Symposium Series 416*, American Chemical Society, Washington, DC: 128-137.
- Potdevin, J. L., Chen, W., Park, A., Chen, Y., and Ortoleva, P., 1992. CIRF: A general reaction transport code: Mineralization fronts due to the infiltration of reactive fluids. In *Waterrock interaction: Proceedings of the 7th International Symposium on Water-Rock Interaction, WRI-7, Park City, Utah, USA, 13- 18 July 1992, Vol. 2: Moderate and high temperature environments*, edited by Yousif K. Kharaka and Ann S. Maest, 1047-1050. Brookfield, VT: A. A. Balkema.
- Price, W.A. and Errington, J.C., 1994. ARD Guidelines for mine sites in British Columbia. *Proceedings of the 18th Annual British Columbia Mine Reclamation Symposium in Vernon, BC, 1994*.
- Renger, M., Bohne, K., Facklam, M., Harrach, T., Riek, W., Schäfer, W., Wessolek, G. and Zacharias, S., 2008. Results and suggestions of the DBG working group 'Characteristics of soil structure' for the estimation of soil physical properties, Book 40. Publication of the Technical University of Berlin (in German).
- Ritchie, A.I.M., 1994. Rates of mechanisms that govern pollutant generation from pyritic wastes. *Environmental geochemistry of sulfide oxidation. ACS Symposium Series 550*. American Chemical Society. Alpers and Blowes, eds.
- Ritchie, A.I.M., 2003. Oxidation and gas transport in piles of sulfidic material. In: *Environmental Aspects of Mine Wastes, MAC Short Course, Jambor, Blowes and Ritchie, eds., vol. 31, p. 73-94*.
- Robertson, A. M., 1987. Alternative Acid Mine Drainage abatement measures. *Proceedings British Columbia Mine Land Reclamation Conference, Campbell River, B.C.*
- Robertson, A. M. and Kirsten, 1989. *Draft Acid Rock Drainage Technical Guide, Volume I, British Columbia Acid Mine Drainage Task Force Report, Canada*.
- Robertson, A.M. and Broughton, L.M., 1992. Reliability of Acid Rock Drainage Testing. Steffen, Robertson and Kirsten, Vancouver, B.C. (604) 681-4196.
- Rukuni, T.T., Maree, J.P., Zvinowanda C.M. and Carlsson, F.H.H., 2012. The Effect of Temperature and Pressure on the separation of Calcium Carbonate and Barium Sulphate from a Mixed Sludge. *J. Cmen. Eng. Process Technology* 3 (3).
- Runkel, R.L., Bencala, K.E., and Broshears, R.E., 1996. An equilibrium-based simulation model for reactive solute transport in small streams. In: Morganwalp, D.W. and Aronson, D.A. (eds), *U.S. Geological Survey Toxic Substances Hydrology Program, Proceedings of the Technical Meeting, Colorado Springs, Colorado, Sept. 20-24, 1993: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 94-4014, 775-780*.
- Runkel, R.L., Kimball, B.A., McKnight, D.M. and Bencala, K.E., 1999. Reactive solute transport in streams: a surface complexation approach for trace metal sorption. *Water Resour. Res.* 35, 3829-3840.
- Saaltink, M.W., Domenech, C., Ayora, C. and Carrera, J., 2002. Modeling the oxidation of sulfides in an unsaturated soil. In: *Mine Water Hydrogeology and Geochemistry*. P.L. Younger and N.S. Robins (eds). Geological Society of London Special Publication, 198. pg. 187-205.
- Sahoo P.K., Kim, K., Equeenuddin, S.M. and Powell, M.A., 2013. Current approaches for mitigating acid mine drainage. *Rev Environ Contam Toxicol* 226, 1-32.
- Salvage, K.M. and Yeh, G.-T., 1998. Development and application of a numerical model of kinetic and equilibrium microbiological and geochemical reactions (BIKEMOD). *J. Hydrol.* 209, 27-52.
- Scharer, J.M., Annable, W.K. and Nicholson, R.V., 1993. WATAIL 1.0 User's Manual, A tailings basin model to evaluate transient water quality of acid mine drainage. Institute of Groundwater Research, University of Waterloo, 74p.
- Scharer, J.M., Nicholson, R.V., Halbert, B. and Snodgrass, W.J., 1994. A computer program to assess acid generation in pyritic tailings. In: *Environmental geochemistry of sulfide oxidation, ACS Symposium Series 550*. American Chemical Society. Alpers and Blowes, eds., pg. 132-152.
- Schecher, W.D. and McAvoy, D.C., 1991. MINEQL+ - A chemical equilibrium program for personal computers, User's manual, version 2.1: Proctor and Gamble Company, Cincinnati, Ohio.
- Schroeder, P.R., Aziz, N.M., Lloyd, C.M. and Zappi, P.A., 1994a. The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: User's Guide for Version 3. EPA/600/9-94/168a. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington D.C.
- Schroeder, P.R., Dozier, T.S., Zappi, P.A., McEnroe,

- B.M., Sjostrom, J.W. and Peyton, R.L., 1994b. The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: Engineering documentation for Version 3.0. EPA/600/9-94/168b. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington D.C.
- SEA – Servicio de Evaluación Ambiental (SEA), 2012. Guía de Evaluación de Riesgo.
- Sevougian, S.D., Lake, L.W. and Schechter, R.S., 1992. A new geochemical simulator to design more effective sandstone acidizing treatments. 67th Annual Technical Conference and Exhibition of the Society of Petroleum Engineers, Washington, D.C., SPE paper #24780, 161-175.
- Sernageomin, 2007. Catastro de faenas mineras abandonadas y paralizadas y análisis preliminar del riesgo.
- Sernageomin, 2014. Guía Metodológica de Evaluación de Riesgos para el Cierre de Faenas Mineras.
- Simonek, J., Sejna, M., and van Genuchten, M. Th., 1998. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 2.0, IGWMC - TPS -70, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 202pp.
- Skousen, J., Rose, A., Geidel, G., Foreman, J., Evans, R., and Hellier, W., 1998. Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage, Published by National Mined Land Reclamation Centre at West Virginia University, 140 pp.
- Skousen, J.G., Sexstone, A. and Ziemkiewicz, P.F., 2000. Acid Mine Drainage Control and Treatment, in Reclamation of Drastically Disturbed Lands American Society of Agronomy and American Society for Surface Mining and Reclamation. Agronomy No. 41.
- Smith, R. M., Grube, W. E., Arkle, T. and Sobek, A., 1974. Mine spoil potentials for soil and water quality. U. S. EPA-670/2-74-070, National Environmental Research Center, Cincinnati, OH. 303 p.
- Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R. and Smith, R.M., 1978. Field and Laboratory Methods Applicable to Overburden and Minesoils. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH. EPA-600/2-78-054.
- Spycher, N.F. and Reed, M.H., 1990a. Users Guide for SOLVEQ: A computer program for computing aqueous-mineral-gas equilibria. Department of Geological Sciences, University of Oregon, Eugene Oregon, 947403, 37p.
- Spycher, N.F. and Reed, M.H., 1990b. Users Guide for CHILLER: A program for computing waterrock reactions, boiling, mixing and other reaction processes in aqueous-mineral-gas systems. Department of Geological Sciences, University of Oregon, Eugene Oregon, 947403, 70p.
- Steeffel, C.I., 1993. 1DREACT: A one-dimensional reaction-transport model, Users manual and programmers guide. Battelle, Pacific Northwest Laboratories, Richland, Washington, 39p.
- Steeffel, C.I., 2000. New directions in hydrogeochemical transport modeling: Incorporating multiple kinetic and equilibrium reaction pathways. In: Computational Methods in Water Resources XIII (L.R. Bentley, J.F. Sykes, C.A. Brebbia, W.G. Gray and G.F. Pinder, eds.). A.A. Balkema, Rotterdam, The Netherlands, p. 331-338.
- Steffen Robertson and Kirsten (B.C.) Inc., in association with Norecol Environmental Consultants and Gormely Process Engineering, 1989. Draft Acid Rock Drainage Technical Guide. Prepared for British Columbia Acid Mine Drainage Task Force, Volumes I and II., 1989.
- Struthers, S., Brumle, J., and Taylor, G., 1997. An Integrated System for Recycling Base Metal Tailings. Paper presented at the 1997 Annual Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation Austin, Texas, May 11-16: 579-592.
- Taylor, J., Guthrie, B., Murphy, N., and Waters, J., 2006. Alkalinity producing cover materials for providing sustained improvement in water quality from waste rock piles. In Proceedings of the 7th international conference on acid rock drainage (ICARD): 26-30.
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C. Reymond, P. and Zurbrugg, C., 2014. Compendium of Sanitation Systems and Technologies. 2nd Revised Edition. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland. 178 p.
- Topal, E., Williams, D. and Zhang, N., 2009. Development and validation of a waste rock dumping optimisation model. in Securing the future mining, metals and the environment in a sustainable society, Proceedings of 8th ICARD International Conference on Acid Rock Drainage Sweden 23-26 June 2009, Online pages 1-11.

- Universidad de Concepción, 2003. Panorama en Internet N° 491. Una propuesta para dar valor a residuos de la industria minera.
- University of Western Australia, 2005. http://www2.cwr.uwa.edu.au/~ttfadmin/cwrsoft/doc/caedym_science/index.html.
- US ACOE - United States Army Corp of Engineers (U.S. ACOE), 2000. Hydrologic Modeling System HEC-HMS, Technical Reference Manual. Prepared by the U.S. Army Corps of Engineers, Davis, CA.
- U.S. EPA - United States Environmental Protection Agency, 1994. Technical Document, Acid Mine Drainage Prediction. EPA 530-R-94-036.
- U.S. EPA - United States Environmental Protection Agency, 1996. Method 1669, Sampling Ambient Water for Trace Metals at EPA Water Quality Criteria Levels. Office of Water, July.
- U.S. EPA - United States Environmental Protection Agency, 1998. Permeable Reactive Barrier Technologies for contaminant remediation. 102 p.
- U.S. EPA - United States Environmental Protection Agency, 2003a. PesticideRootZoneModel, PRZM Versión 3.12.1. <http://www.epa.gov/ceampubl/gwater/przm3/>
- U.S. EPA - United States Environmental Protection Agency, 2003b. CHEMFLO-2000, Interactive software for simulating water and chemical movement in unsaturated soils. EPA/600/R-03/008. Prepared by D.L. Nofziger and J. Wu at Oklahoma State University for Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.
- U.S. Department of Energy, National Energy Technology Laboratory. <http://www.netl.doe.gov/research/coal/crosscutting/pwmis/tech-desc/membrane>
- Wagenet, R.J. and J.L. Hutson, 1987. LEACHM: Leaching estimation and chemistry model., Ver. 2. Water Resour. Inst. Continuum Center Environ. Res., Cornell Univ., Ithaca, NY.
- Wakeman, K., Auvinen, H., and Johnson, B., 2008. Microbiological and geochemical dynamics in simulate-heap leaching of a polymetallic sulfide ore. *Bio-technology and Bioengineering* 2008; 101: 739-750p.
- Walter, A.L., Frind, E.O., Blowes, D.W., Ptacek, C.J., and Molson, J.W., 1994. Modelling of multicomponent reactive transport in groundwater, 1. Model development and evaluation. *Water Resources Research* 30, 3137-3148
- Watzlaf, G. and 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.
- Weibel, L., 2009. Caracterización Mineralógica y Ambiental de Lastres y Mineralizados de baja Ley, Yacimiento Río Blanco, División Andina, Codelco-Chile. Trabajo Intergrativo Final para optar al grado de Magíster en Mineralogía Aplicada. Instituto de Geología Económica Aplicada. Universidad de Concepción. 120 p.
- Wilson, G. W., Wickland, B., Palkovits, F. and Longo, S., 2009. The implementation of paste rock systems for preventing acid rock drainage from waste rock and tailings impoundments. International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), 2009.
- Wilson, A.M., Bailey, P.J., Tasker, P.A., Turkingon, J.R., Grant, R.A. and Love, J.B. (2014). Solvent extraction: the coordination chemistry behind extractive mineralogy. *Chem Soc. Rev.* 43: 123-134
- Williams, D.J., Stolberg, D.J. and Currey, N.A., 2006. Long-term performance of Kidston's store/release cover system over potentially acid forming waste rock dumps, Paper presented at the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), March 26-30, 2006, St. Louis MO. R.I. Barnhisel (ed.) Published by the American Society of Mining and Reclamation (ASMR), 3134 Montavesta Road, Lexington, KY 40502: 2385-2396.
- Wolery, T.J. and Daveler, S.A., 1992. EQ6, a computer program for reaction path modeling of aqueous geochemical systems: Theoretical manual, user's guide and related documentation (Version 7.0). Energy Science and Technology Software Center, Oak Ridge, TN.
- Wong, M.H. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* 50,775-780.
- Wunderly, M.D., Blowes, D.W., Frind, E.O., Ptacek, C.J. and Al., T.A., 1995. A multicomponent reactive transport model incorporating kinetically controlled pyrite oxidation. In: Proc. Conf. On Mining and Environment. T. Hynes and M. Blanchette (eds.).
- Xu, T., Sonnenthal, E., Spycher, N., Pruess, K., Brimhall, G. and Apps, J., 2001. Modeling multiphase non-isothermal fluid flow and reactive geochemical

transport in variably saturated fractured rocks: 2. Applications to supergene copper enrichment and hydrothermal flows. *American Journal of Science*, v. 301, p. 34-59.

Yacoub, C., Pérez-Foget, A., Valderrama, C. and Miralles, N., 2014. Impacts on effluent contaminants from mine sites: Risk Assessment, fate and distribution of pollution at basin scale. *Environmental Science and Pollution Research*, Volume 21, Issue 9, pp 5960-5971.

Yeh, G.T. and Tripathi, V.S., 1989. HYDROGEOCHEM, A Coupled Model of Hydrologic Transport and Geochemical Equilibria of Reactive Multicomponent Systems. Oak Ridge National Laboratory Report ORNL-6371, Oak Ridge, TN.

Yeskis, D., and Zavala, B., 2002. Ground-Water Sampling Guidelines for Superfund and RCRA Project Managers. United States Environmental Protection Agency, EPA 542-S-02-001.

Younger, P.L., 2000. Holistic remedial strategies for short- and long-term water pollution from abandoned mines. *Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy (Section A)*, 109, A210-A218.

Younger, P.L. and Wolkersdorfer, C.H., 2004. Mining Impacts on the Fresh Water Environment: Technical and Managerial Guidelines for Catchment Scale Management. (The ERMITE Guidelines). *Mine Water and the Environment*, 23: S1 - S80.

Ziemkiewicz, P.F., Skousen, J.G., Brant, D.L., Sterner, P.L. and Lovett, R.J., 1997. Acid mine drainage treatment with armored limestone in open channels. *Journal of Environmental Quality*, 26: 1017-1024.

Ziemkiewicz, P. F., Skousen, J. G. and Simmons, J., 2003. Long-term performance of passive acid mine drainage treatment systems. *Mine Water and the Environment*, 22(3): 118-129.

Páginas web

- synderfiltration.com/nanofiltration/membranas/
- www.abc.net.au/news/2014-10-07/gold-mine-tailings-dam/5794040
- www.ansto.gov.au/sulfide/sulfidox.html
- www.codelcoeduca.cl/procesos_productivos/tecnicos_flotacion.asp
- www.ec.all.biz/carbn-activado-vegetal-bgg1083785
- www.ei.lehigh.edu/envirosci/enviroissue/amd/links/passive4.html
- <http://www.geochem.geos.vt.edu/fluids/projects.shtml>
- www.goldsim.com
- www.iseesystems.com
- www.nasa.gov/vision/earth/technologies/harvestingmars_prt.htm
- www.poweredled.com/?p=126
- www.tailings.info
- www.tienda.inviemor.com/membranas-film-tec-75-gpd-osmosis-inversa-11xJM
- <http://www.netl.doe.gov/research/coal/cross-cutting/pwmis/tech-desc/membrane>
- www.worldclassminers.com.au/news/environment/land-rehabilitated-after-150-years-of-mining/
- www.worldclassminers.com.au/news/environment/land-rehabilitated-after-150-years-of-mining/

8

ANEXOS

Anexo 1

Fichas de Técnicas y Análisis para la Predicción del Drenaje Minero

Tabla 1. Clasificación de técnicas instrumentales, análisis y tests empleados en la predicción del potencial de generación de DM.

Reconocimiento en campo [Apartado 4.3.1; Tabla 9]			
Identificación petrográfica y mineralógica	Lupa y rayador	01	
	Reacción con HCl	02	
Análisis elemental	Fluorescencia de Rayos X Portátil	03	
Identificación y análisis químicos en laboratorio [Apartado 4.3.2; Tabla 10]			
Identificación petrográfica y mineralógica	Lupa binocular	04	
	Microscopio petrográfico	05	
Técnicas instrumentales	Análisis elemental	Fluorescencia de Rayos X	06
		ICP-MS	07
		ICP-OES	08
		Espectrómetro de Absorción Atómica (AAA)	09
	Análisis mineralógico	Difracción de Rayos X	10
		Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)	11
		Microscopía Electrónica de Trasmisión (TEM)	12
		QEMSCAN®	13
		Espectroscopía Mössbauer	14
Análisis de sulfuros	Volatilización	15	
	Extracción química	16	
Predicción de drenaje minero [Apartado 4.3.3; Tablas 11 y 12]			
Test estáticos de laboratorio	pH en Pasta y Conductividad	17	
	Test ABA Modificado	18	
	Determinación del potencial de Neutralización por Carbonato [CO ₃ -NP]	19	
	Test NAG	20	
	Test NAG Cinético y Secuencial	21	
	B.C. Research Initial Test	22	
	Test SPLP y TCLP	23	
	Extracciones Secuenciales	24	
	Test ABCC	25	
	Test N AP	26	
	Test APP/S Ratio	27	
Test cinéticos de laboratorio	Celdas de Humedad	28	
	Test en Columnas	29	
	B.C. Research Confirmation Test	30	
	Soxhlet Extraction	31	
Test cinéticos de campo	Test de barriles (pequeña escala)	32	
	Test cinéticos de campo a mediana escala		
	Pilas experimentales (mediana y gran escala)		

01

Reconocimiento en terreno

LUPA Y RAYADOR

IDENTIFICACIÓN PETROGRÁFICA Y MINERALÓGICA

Objetivo

Reconocimiento inicial de una muestra con la finalidad de realizar una identificación preliminar de los minerales presentes.

Ventajas

- Método de uso directo.
- Clasificación preliminar del material.

Desventajas

- Determinación cualitativa.
- Depende de la experiencia del especialista.

02

Reconocimiento en terreno

REACCIÓN CON ÁCIDO CLORHÍDRICO (HCl)

IDENTIFICACIÓN PETROGRÁFICA Y MINERALÓGICA

Objetivo

Determinación de la presencia de material carbonatado (análisis cualitativo) en el campo.

Ventajas

- Método de aplicación directa en campo.

Desventajas

- Determinación cualitativa.

Principio del método

Agregar ácido clorhídrico (HCl) al 10% a una muestra, con el fin de hacer reaccionar todo el material carbonatado (principalmente el carbonato de calcio (CaCO₃)). La presencia de carbonatos es observada al generarse efervescencia como producto de la liberación de dióxido de carbono gaseoso (CO₂) al reaccionar los carbonatos con el ácido, de acuerdo a la siguiente reacción:



ANÁLISIS ELEMENTAL

Objetivo

El uso del equipo portátil de fluorescencia de rayos X (FPXRF, Field Portable X-Ray Fluorescence) tiene por objetivo la determinación de la concentración de elementos químicos en suelos y sedimentos.

Principio de la técnica

Para realizar el análisis, se debe verificar el estado general del equipo de FPXRF, elegir la calibración adecuada, colocar el equipo en forma perpendicular directamente sobre la superficie del suelo y apretar el gatillo para iniciar la medición. El tiempo de medición puede ser entre 60 y 300 segundos, posteriormente los resultados multi-elementales se observan directamente en la pantalla del equipo.

Se basa en el fundamento de la técnica de fluorescencia de rayos X (XRF) (Ficha 06).

Ventajas

- Determinación rápida de concentraciones de elementos químicos en campo.
- Técnica no destructiva y fácil de usar.
- Análisis costo-eficiente.

Desventajas

- Baja precisión de los resultados al analizar una muestra heterogénea.
- Efectos de matriz.
- Limitación en la determinación de algunos elementos químicos (p. ej. As y Pb).
- Baja sensibilidad de los resultados (límites de detección).

Interpretación de los resultados

Los resultados obtenidos con esta técnica corresponden a las concentraciones de elementos químicos contenidos en una muestra, que deben usarse como referencia, inicial o screening, y deben ser confirmados utilizando otras técnicas, como por ejemplo, espectrometría de absorción atómica (Consultar Ficha 10).

Es importante señalar, que para emplear esta técnica de análisis, se recomienda previamente realizar una calibración del equipo sitio-específico, con muestras representativas del lugar que será evaluado.

Referencias

- USEPA, 2007. Method 6200: "Field Portable X-Ray Fluorescence Spectrometry for the Determination of Elemental Concentrations in Soil and Sediment". Washington D.C, USA. 32p,

04

Identificación en laboratorio **LUPA BINOCULAR**

IDENTIFICACIÓN PETROGRÁFICA Y MINERALÓGICA

Objetivo

Reconocimiento de una muestra en laboratorio, con la finalidad de realizar la identificación inicial de los minerales presentes.

Ventajas

- Método de uso directo.
- Observación más detallada de las características visuales y de textura de los minerales (en comparación con la de campo).

Desventajas

- Determinación cualitativa.

05

Identificación en laboratorio **MICROSCOPIO PETROGRÁFICO**

IDENTIFICACIÓN PETROGRÁFICA Y MINERALÓGICA

Objetivo

Identificación de la mineralogía de la muestra, heterogeneidades morfológicas, secuencias de formación, procesos petrogenéticos, así como el estudio de las relaciones texturales de los minerales, entre otros.

Ventajas

- Caracterización mineralógica completa de la muestra.
- Aspectos descriptivos

Desventajas

- Requiere de la preparación de secciones transparentes para su estudio con luz transmitida o de pulidos para su estudio con luz reflejada.

Referencias

- Adams, A.E., Mackenzie, W.S., Guildford C., Lago San José, M. and Arranz Yagüe, E., 1997. Atlas de Rocas Sedimentarias. Masson. 106p.
- Mackenzie, W. S. and Guildford, C.G., 1996. Atlas de petrografía. Minerales Formadores de Rocas en Láminas Delgadas. Masson. 98p.
- Perkins, D. and Henke, K.R., 2002. Minerales en lámina delgada. Pearson Educación. 238p.

TÉCNICA INSTRUMENTAL: ANÁLISIS ELEMENTAL

Objetivo

La fluorescencia de rayos X (XRF, **X-Ray Fluorescence**) es una técnica de análisis químico, rápida, sencilla, versátil y no destructiva, que permite determinar la concentración de los elementos químicos contenidos en muestras como rocas, minerales y sedimentos. La relativa facilidad y bajo costo de preparación de la muestra, sumada a la estabilidad y fácil uso del equipo, convierten a esta técnica en una de las más utilizadas para el análisis de elementos mayores y trazas en las muestras mencionadas.

Principio de la técnica

La técnica de XRF depende de principios fundamentales que son comunes a varios métodos analíticos, que implican interacciones entre haces de electrones y rayos X en una muestra, tales como las técnicas de espectroscopía de rayos X y de difracción de rayos X, entre otras.

Al irradiar una muestra con un haz de rayos X, conocido como haz incidente, una parte de la energía se dispersa y otra parte se absorbe dependiendo de su composición. La muestra a su vez, ahora excitada, emite rayos X a lo largo de un espectro de longitudes de onda característica de los átomos presentes en ésta. Estos átomos absorben rayos X expulsando electrones desde capas internas, de niveles de menor energía. Los electrones expulsados son reemplazados por electrones de capas externas, de niveles de mayor energía ocurriendo de esta manera una liberación de energía resultando en una emisión de rayos X característica para cada elemento químico y es, a esta forma de generación de rayos X, a lo que se denomina fluorescencia de rayos X (XRF).

Aplicación

La finalidad principal es el análisis químico elemental, tanto cualitativo como cuantitativo. En relación al análisis cuantitativo, esta técnica requiere del uso de patrones de calibración con características similares a las muestras, tanto en su composición química como física, o bien, de métodos adecuados para enfrentar los efectos de la matriz. Esta técnica es particularmente apropiada para investigaciones que involucran análisis químicos de elementos abundantes o mayores (Si, Ti, Al, Fe, Mn, Mg, Ca, Na, K, P) en rocas y sedimentos, y análisis químicos de elementos traza (en abundancias > 1 ppm; Ba, Ce, Co, Cr, Cu, Ga, La, Nb, Ni, Rb, Sc, Sr, Rh, U, V, Y, Zr, Zn) en roca y sedimentos. Los límites de detección de elementos traza son típicamente del orden de unas pocas ppm.

Referencias

- Saether, O.M. and De Caritat, P., 1997. Geochemical Processes, Weathering and Groundwater Recharge in Catchments. Balkema. 400p.
- Skoog, D. A., Holler, F. J. and Stanley, R. C., 2007. Principles of Instrumental Analysis. 6° ed. Belmont, - Canadá, Brooks/Cole CENGAGE Learning.

TÉCNICA INSTRUMENTAL: ANÁLISIS ELEMENTAL

Objetivo

La espectrometría de emisión óptica con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-OES, *Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry*), es una técnica de análisis multielemental. Provee de una rápida y precisa medición de más de 50 elementos químicos en concentraciones traza.

Principio de la técnica

La técnica de ICP-OES se basa en la medición de la luz emitida por los elementos constituyentes de una muestra introducida en una fuente de ICP. Las intensidades de emisión medidas son comparadas con intensidades de estándares de concentración conocida para conocer la concentración elemental en la muestra en estudio. Una fuente de ICP corresponde a un plasma de argón mantenido por la interacción de un campo de radio frecuencia y gas argón ionizado. El plasma puede alcanzar temperaturas tan altas como los 10.000K (9726,850 °C), permitiendo la atomización completa de los elementos en la muestra y minimizando las potenciales interferencias químicas. El sistema óptico usado en ICP-OES consiste de un espectrómetro cuya función es la separación de longitudes de onda individuales de luz y enfocar las longitudes de onda deseadas hacia el detector, ver Figura.

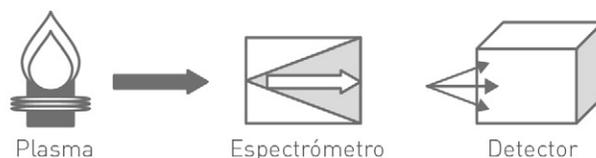


Figura 1. Sistema ICP básico

Aplicación

Mediante esta técnica, se puede determinar cuantitativamente y de forma simultánea, la concentración de hasta más de 50 elementos químicos, en concentraciones bajas (ppm y ppb), tanto en muestras de tipo sólido como líquido.

Dentro de sus aplicaciones, una de las más adecuadas y recomendadas es determinar la concentración de los elementos mayores como el Na, K, Mg y el Ca, los cuales se caracterizan por encontrarse en altas concentraciones en la mayor parte de las muestras. Esto es debido a que esta técnica es un poco menos sensible que otras como el ICP-MS (Ficha 08).

Referencias

- Perkin Elmer, 2002. Atomic Spectroscopy - A Guide to Selecting the Appropriate Technique and System. Perkin Elmer, Inc.
- Skoog, D. A., Holler, F. J. and Stanley, R. C., 2007. Principles of Instrumental Analysis. 6th ed. Belmont, Canadá, Brooks/Cole CENGAGE Learning

TÉCNICA INSTRUMENTAL: ANÁLISIS ELEMENTAL

Objetivo

La espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS, *Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry*), es una técnica de análisis inorgánico que combina la capacidad multielemento de las técnicas ICP con excelentes límites de detección. Es capaz de cuantificar más de 73 elementos químicos en concentraciones traza y ultratrazas.

Principio de la técnica

El equipo consiste de un nebulizador, una fuente de ionización, analizador de masa y una serie de detectores dedicados a cada elemento en diferentes posiciones del plano focal. En la técnica de ICP-MS, el ICP de argón genera iones cargados (una carga) desde las especies elementales dentro de una muestra, los que son dirigidos hacia un espectrómetro de masas (MS), donde son separados de acuerdo a su razón masa/carga. El detector registra la carga inducida o la corriente producida cuando un ión pasa cerca o golpea una superficie. Generalmente, además se utiliza un multiplicador de electrones (electromultiplicador), ya que el número de iones que pasa por el analizador total en un instante particular es muy pequeño, por esto, para conseguir una señal procesable es necesaria la amplificación. Antes de realizar el análisis de las muestras a través de esta técnica, éstas deben ser sometidas a un proceso de preparación, el cual comprende un procedimiento de digestión de la misma. Todos los reactivos utilizados en este procedimiento deben ser de alta pureza dada la sensibilidad de la técnica (análisis ultratrazas).

Aplicación

Mediante ICP-MS es posible llegar a cuantificar más de 73 elementos por minuto en una muestra individual, dependiendo de factores como niveles de concentración y precisión. Debido a su capacidad de llegar a límites de detección muy bajos, es una técnica que alcanza a medir niveles de concentración de ppm, ppb y ppt. Es una técnica más sensible que el ICP-OES (Ficha 07).

Por lo tanto, es una técnica que principalmente es empleada en la cuantificación de elementos en concentraciones trazas y ultratrazas, como posibles contaminantes en suelo y agua.

Referencias

- Perkin Elmer, 2002. Atomic Spectroscopy - A Guide to Selecting the Appropriate Technique and System. Perkin Elmer, Inc.
- Robinson, J., Skelly, E., and Frame II, G., 2005. Undergraduate Instrumental Analysis, 6th ed. New York, USA, Marcel Dekker. 1079p.
- Skoog, D. A., Holler, F. J. and Stanley, R. C., 2007. Principles of Instrumental Analysis. 6th ed. Belmont, Canadá, Brooks/Cole CENGAGE Learning.

TÉCNICA INSTRUMENTAL: ANÁLISIS ELEMENTAL

Objetivo

La espectrometría de absorción atómica (AAS, *Atomic Absorption Spectroscopy*) es una de las técnicas más rápidas, precisas y comúnmente usada para la determinación cuantitativa e individual de elementos químicos.

Principio de la técnica

La técnica de AAS se fundamenta en la absorción de energía de los átomos constituyentes de una muestra, donde la absorción está relacionada en forma lineal con la concentración.

Para el análisis atómico es necesario atomizar la muestra. El procedimiento de atomización consiste en llevar la muestra a átomos individuales en estado fundamental. Para esto puede utilizarse una llama (N_2O /acetileno) o FAA (Figura 1), la que alcanza temperaturas entre 1.700 a 3.150°C, o un tubo de grafito, el que es calentado en una serie de pasos programados para permitir la evaporación del solvente, eliminar los componentes principales de la matriz y atomizar la muestra restante. Esta técnica es conocida como Absorción Atómica con Horno de Grafito o GFAA (Figura 2). En ambos casos un haz de luz con longitudes de onda específicas para cada elemento ilumina la muestra atomizada. Las fuentes de luz más comunes son las lámparas de cátodo hueco y el láser de diodo. Un monocromador aísla la longitud de onda específica y finalmente la concentración del elemento es determinada mediante la utilización de un detector.

Para el análisis se requiere de una muestra limpia, es decir, filtrada. El volumen de muestra requerido es de mililitros para FAA y de microlitros cuando se utiliza GFAA. Dado que la muestra permanece un mayor período de tiempo dentro del tubo de grafito, GFAA presenta una mayor sensibilidad y límites de detección superiores que FAA.

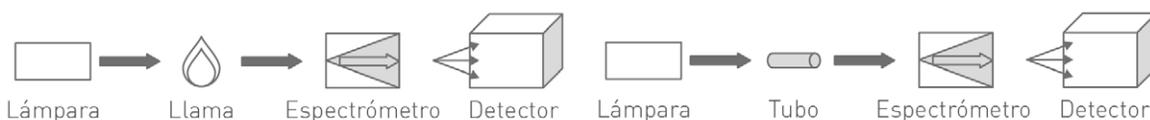


Figura 1. Sistema FAA simplificado.

Figura 2. Sistema GFAA simplificado.

Aplicación

La técnica de AAS es utilizada para la cuantificación de las concentraciones de elementos químicos de forma individual, ya sean elementos mayores o a nivel traza (concentraciones de ppm a ppb), en muestras de tipo sólido y líquido. Puede utilizarse para determinar la concentración de más 70 elementos químicos en el caso de FAA y sobre 40 en el caso de GFAA. Además, permite determinar la concentración de Hg, y la de elementos que puedan presentar interferencias o solapamiento de sus espectros a través de técnicas como el ICP-OES (Ficha 07) o el ICP-MS (Ficha 08).

Referencias

- Perkin Elmer, 2002. Atomic Spectroscopy - A Guide to Selecting the Appropriate Technique and System. Perkin Elmer, Inc.
- Skoog, D. A., Holler, F. J. and Stanley, R. C., 2007. Principles of Instrumental Analysis. 6th ed. Belmont, Canadá, Brooks/Cole CENGAGE Learning.

TÉCNICA INSTRUMENTAL: ANÁLISIS MINERALÓGICO

Objetivo

La difracción de rayos X (XRD, *X-Ray Diffraction*) es un método de alta tecnología no destructivo para el análisis de una amplia gama de materiales, como metales y minerales, entre otros. Es uno de los métodos más fiables de identificación mineralógica en todos aquellos materiales que presentan una estructura cristalina y, por lo tanto, un ordenamiento interno de sus constituyentes. El análisis es de tipo cualitativo y semi-cuantitativo.

Principio de la técnica

Todo mineral tiene un patrón de difracción de rayos X único que depende de su estructura cristalina. Cuando se hace incidir un haz monocromático de rayos X sobre una muestra cristalina se obtiene un espectro de rayos X difractados característicos y la disposición de sus líneas puede usarse con fines analíticos como identificación y cuantificación de minerales.

La técnica implica la preparación de la muestra a analizar mediante molienda y tamizado de al menos 325 mallas (<44 μm), la cual es montada como polvo compactado en un soporte adecuado.

La muestra montada se ubica en la trayectoria del haz de rayos X de manera que estos puedan ser difractados por los diferentes minerales que la componen. La señal de difracción de rayos X es colectada por un detector que mide las intensidades de los rayos X difractados a diferentes posiciones de los picos de las señales.

Aplicación

La principal aplicación es la identificación semi-cuantitativa de la composición mineralógica de una muestra cristalina.

Referencias

- Carretero, I., and Pozo, M., 2008. Mineralogía Aplicada: Salud y Medio ambiente. Madrid, España, Editorial Paraninfo. 406p.
- Hernández, L., and González, C., 2002. Introducción al Análisis Instrumental. 1st ed. Barcelona, España, Editorial Ariel. 464p.
- Panzu, M., and Gautheyrou, J., 2007. Handbook of Soil Analysis: Mineralogical, Organic and Inorganic Methods. Berlin, Germany, SpringerVerlag.
- Petruk, W., 2000. Applied Mineralogy in the Mining Industry. 1st ed. Ottawa, Canadá, Elsevier. 288p.

TÉCNICA INSTRUMENTAL: ANÁLISIS MINERALÓGICO

Objetivo

La microscopía electrónica de barrido (SEM, *Scanning Electron Microscopy*) es una importante herramienta utilizada para obtener imágenes de alta resolución de la superficie de una muestra. Es un complemento útil de la clásica microscopía petrográfica (Ficha 05).

Principio de la técnica

En un equipo SEM, un haz de electrones es producido en condiciones de alto vacío. Este haz puede barrer o escanear toda la muestra o ser dirigido a un grano en la muestra. Para el análisis se requiere que la muestra tenga un recubrimiento, usualmente por una delgada capa de carbón u oro, para evitar las cargas superficiales.

Esta técnica permite la obtención de imágenes tridimensionales de gran resolución, donde se pueden ver características estructurales como la morfología y topografía de los materiales estudiados (orgánicos como inorgánicos).

Adicionalmente, es posible la obtención de información química de una muestra mediante la utilización de varias técnicas, incluyendo el equipamiento con espectrómetro de energía dispersiva de rayos X (EDS, Energy Dispersive Spectrometry).

Aplicación

La utilización de SEM es muy efectiva para el estudio de la morfología cristalina en microescala. Además, acoplado a un EDS puede proporcionar información acerca de la distribución de los elementos en el mineral. Por otro lado, la capacidad de producir imágenes de secciones pulidas que muestran diferencias en el número atómico promedio es muy útil en petrología sedimentaria e ígnea.

Referencias

- Amelinckx, S., Van Dyck, D., Van Landuyt, J., and Van Tendeloo, G., 1997. *Electron Microscopy: Principles and Fundamentals*. Federal Republic of Germany, VCH Verlagsgesellschaft mbH. 527p.
- Hawkes, P., and Spence, J. CH., 2008. *Science of Microscopy*. Vol. 1. New York, USA, Springer.
- Leng, Y., 2008. *Materials Characterization: Introduction to Microscopic and Spectroscopic Methods*. Singapore, John Wiley & Sons. 384p.
- Petruk, W., 2000. *Applied Mineralogy in the Mining Industry*. 1st ed. Ottawa, Canadá, Elsevier. 288p.
- Reed, S. J. B., 2005. *Electron Microprobe Analysis and Scanning Electron Microscopy in Geology*. Cambridge University Press.

TÉCNICA INSTRUMENTAL: ANÁLISIS MINERALÓGICO

Objetivo

La microscopía electrónica de transmisión (TEM, *Transmission Electron Microscopy*) permite caracterizar un sólido con identificación de fases cristalinas, caracterización de la red cristalina y del tamaño de partícula, todo esto para una escala de estudio nanométrica y con una mínima cantidad de muestra.

Principio de la técnica

Un equipo TEM consiste en un microscopio que usa un haz de electrones para visualizar un objeto. Este microscopio se compone de un cañón de electrones, lentes magnéticos, sistema de vacío, placa fotográfica o pantalla fluorescente y sistema de registro de imágenes. La principal característica de esta técnica es que puede llegar a realizar la ampliación de la imagen hasta 1.000.000 de veces desde su tamaño original, lo que conlleva un poder de resolución muy elevado llegando a fracciones de nm. Finalmente, se obtiene una imagen monocromática y 2D, donde se puede ver la estructura de la muestra.

Para su desarrollo, necesita de una muestra ultrafina para evitar que algunos elementos enmascaren los detalles finos, debido a la superposición de elementos que se presentan en los diversos planos de profundidad, ya que la imagen se obtiene de los electrones que atraviesan la muestra. Además, este equipo suele llevar acoplado un espectrómetro de energía dispersiva de rayos X (EDS, Energy Dispersive Spectrometry). En el caso de muestras cristalinas se dará lugar a un diagrama de difracción que permite obtener información sobre la orientación y estructura de los cristales presentes, su identificación y proporción aproximada de elementos químicos presentes.

Aplicación

Se puede determinar la morfología y cristalografía a escala nanométrica. Se pueden obtener datos sobre la forma, dimensiones y posición de microcristales o partículas observadas en la muestra, y también respecto de la cristalografía, la posición de los planos cristalinos, estudio de los defectos, etc; así como la composición química del material.

Referencias

- Reimer, L., and Kohl, H., 2008. *Transmission Electron Microscopy: Physics of Image Formation*. 5th ed. New York, Springer Science & Business Media. 587p.
- Skoog, D. A., Holler, F. J., and Stanley, R. C., 2007. *Principles of Instrumental Analysis*. 6th ed. Belmont, Canadá, Brooks/Cole CENGAGE Learning.

TÉCNICA INSTRUMENTAL: ANÁLISIS ELEMENTAL

Objetivo

El QEMSCAN® (*Quantitative Evaluation of Minerals by Scanning Electron Microscopy*) es un sistema de micro-análisis totalmente automatizado que permite el análisis químico cuantitativo de materiales, como también la generación de mapas e imágenes de minerales de alta resolución, que permiten observar el tamaño de cada partícula contenida en una muestra.

Principio de la técnica

El sistema QEMSCAN® consta de un microscopio electrónico de barrido (SEM) (Ficha 11) con una fuente de haz de electrones en combinación con cuatro detectores de energía dispersiva de rayos X, espectrómetros (EDS, Energy Dispersive Spectrometry) y un paquete de software basado en procedimientos desarrollados por CSIRO³³. La medida de la retrodispersión de electrones y de rayos X secundarios genera un espectro de emisión, que es utilizado para clasificar las muestras mineralógicas. Este análisis proporciona una variedad de información cuantitativa, la que incluye distribución, composición y angularidad de minerales, como también la textura y porosidad de los materiales.

Aplicación

El análisis a través de QEMSCAN® es empleado en la caracterización cuantitativa de los minerales, a través de la generación de un mapa de la superficie de una muestra, permitiendo observar su superficie e información como: tamaño de grano y su forma, las asociaciones de minerales, la liberación de los mismos, su comportamiento elemental, porosidad y densidad de la matriz, todo en forma cuantitativa y precisa. Por lo tanto, las principales aplicaciones industriales que tiene esta técnica son: i) evaluar el valor de los descubrimientos de exploración, ii) mejorar el diseño de los procesos metalúrgicos y, iii) mejorar el estudio de minerales y concentrados de mineral. Por otra parte, el refinamiento y la modificación de esta tecnología ha ampliado su aplicación a otros sectores e industrias como la del petróleo y el gas, la geología planetaria y geociencias en general.

Referencias

- Ayling, B., Rose, P., Petty, S., Zemach, E. and Drakos, P., 2012. QEMSCAN® (Quantitative Evaluation of Minerals by Scanning Electron Microscopy): Capability and Application to Fracture Characterization in Geothermal Systems. Thirty-Seventh Workshop on Geothermal Reservoir Engineering Stanford University. Stanford, California, January 30-February 1.

33. The Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation.

TÉCNICA INSTRUMENTAL: ANÁLISIS MINERALÓGICO**Objetivo**

Mediante esta técnica es posible la determinación e identificación de compuestos en una muestra a partir del análisis del entorno nuclear de los átomos que la componen. También entrega información semi-cuantitativa de la concentración de los compuestos identificados.

Principio de la técnica

El efecto Mössbauer ocurre cuando algunos núcleos se desintegran con emisión de radiación gamma (γ). Para un núcleo aislado, la radiación gamma (γ) debería presentar una distribución de energías relativamente ancha, ya que la energía del proceso está repartida entre el fotón de rayos gamma (γ) y la energía de retroceso del núcleo.

El procedimiento de análisis consiste en exponer una muestra sólida a una fuente de radiación γ , donde un detector mide los rayos γ dispersados por la muestra. La fuente se mueve lentamente hacia la muestra a velocidad variable, para cambiar continuamente la frecuencia la radiación γ emitida mediante efecto Doppler. Un descenso intenso en la señal del detector a una velocidad determinada (es decir, a una cierta frecuencia) indica absorción de resonancia por parte de los núcleos de la muestra.

Aplicación

La espectroscopía Mössbauer es empleada principalmente en muestras sólidas, en el estudio e identificación de compuestos de hierro (Fe) y para la observación de sus estados de oxidación. También se utiliza para la determinación de la composición y abundancia de minerales ricos en hierro (Fe) y medición del magnetismo de diversos materiales (suelo, polvo, rocas). En geoquímica puede ser aplicado para identificación y cuantificación de los diferentes compuestos de hierro (Fe) (cristalinos y amorfos) que puedan estar presentes en una muestra, sobre todo cuando no es posible utilizar la técnica de difracción de rayos X (Ficha 10).

Referencias

- Julián, I. and Martínez, S., 1999. Diccionario de Química. Madrid, España, Editorial Complutense S.A. 645p.

ANÁLISIS DE SULFUROS**Objetivo**

La volatilización es un procedimiento que permite la determinación de la concentración de azufre (S) total en una muestra.

Principio del test

La volatilización es el cambio de un sólido o líquido a gas o vapor. En la determinación de la concentración de S total se utiliza como estándar, el método de volatilización por pirólisis a temperaturas de 1.500 a 1.700°C en un horno de alta temperatura, mientras que para la determinación de la concentración de S como sulfuro, se utiliza el método de volatilización por pirólisis alcanzando temperaturas que llegan a los 550°C. El S total puede ser medido en un horno de alta temperatura que cumpla con los siguientes requisitos: 1) calentar una muestra a 1500°C a 1700°C en presencia de oxígeno y 2) medir en la fase gas la concentración final de dióxido de S. Para la determinación de S total, se emplea el horno LECO³⁴. Por otra parte, la volatilización mediante pirólisis a 550°C permite la vaporización del S sulfuro mediante la oxidación de los gases de S, pero no vaporiza el S sulfato.

Ventajas

- La volatilización a alta temperatura puede utilizarse para determinar concentración total de S en la muestra original, o el S residual después de una extracción química de la fase mineral seleccionada o de volatilización a 550°C.
- Un horno LECO es confiable, costo efectivo y rápido para la medición de S total.

Desventajas

Puede ocurrir una volatilización limitada de algunos minerales sulfurados y volatilización completa o parcial de algunas especies de S no sulfuradas.

Procedimiento no recomendado para análisis de S sulfuro donde la caracterización mineralógica indique la presencia de concentraciones significativas de S orgánico y/o sulfuro parcialmente volatilizable. Previamente puede usarse extracción con agua para prevenir interferencias de minerales sulfatados volatilizables y altamente solubles.

Interpretación de los resultados

El contenido de S total en un horno LECO, se obtiene mediante la determinación de la concentración de dióxido de S contenida en una muestra y el posterior cálculo realizado por el mismo instrumento. En pirólisis a 550°C, la concentración de S total, en una muestra original y en el residuo después de la pirólisis, se lleva a cabo usando LECO. El cálculo de la concentración de S perdida después de la pirólisis (%A) se obtiene según: $A=B-C$, donde B= % S total y C= % de S residual de la pirólisis.

Referencias

- ASTM International. Method ASTM E1915-07a. Standard Test Methods for Analysis of Metal Bearing Ores and Related Materials by Combustion Infrared-Absorption Spectrometry.
- MEND Program., 2009. Acid Rock Drainage Prediction Manual. MEND Project 1.20.1. Chapter 12.

34. LECO es el fabricante de hornos de inducción de alta temperatura ampliamente usado, que hoy es sinónimo de determinación de carbono total y azufre.

ANÁLISIS DE SULFUROS**Objetivo**

La extracción química tiene por objetivo aislar, mediante el uso de un solvente selectivo, la fase mineralógica más importante presente en una muestra y extraer las especies sulfuradas presentes en ella.

Principio del test

La extracción química de fases sulfuradas incluye digestión y disolución con diferentes medios tales como agua, ácido clorhídrico, carbonato de sodio y ácido nítrico. A su vez, la preparación de la muestra incluye secado y tamizado hasta la obtención de una muestra en polvo. La extracción de especies sulfuradas y la especiación química resultante se verá influenciada por:

- Análisis de variables, tales como tipo y concentración de extractantes, temperatura, tiempo de contacto, agitación y ambiente de reacción.
- Composición mineralógica y forma de una muestra y solubilidad de la fase mineralógica en la muestra.

El porcentaje de azufre o especies sulfuradas extraídas mediante extracción química puede ser estimado a través de:

- Diferencia en la cantidad de azufre total antes y después de la extracción.
- Análisis del lixiviado mediante ICP.
- Análisis gravimétrico del peso de Ag_2S o BaSO_4 precipitado a partir del extracto.
- Análisis turbidimétrico de BaSO_4 precipitado a partir del extracto.

Ventajas

- Las extracciones pueden ser más rápidas, menos costosas y tener menores límites de detección que técnicas mineralógicas como XRD (Ficha 10), la que podría fallar en la identificación de especies sulfuradas solubles presentes en concentraciones traza o en fases no cristalinas.

Desventajas

- La principal desventaja es que la extracción química no es específica, es decir, no puede determinar el origen o fuente del elemento químico extraído, por lo tanto, si en la fase acuosa hay presencia adicional de ellos, el resultado se vería afectado y no podría ser determinado.

Interpretación de los resultados

El cálculo en %(p/p) de azufre en una muestra, usando resultados obtenidos mediante ICP (Fichas 7 y 8), se define según:

$$S \text{ \% (p/p)} = [S_{\text{ICP}}(\text{mg/L})/\text{peso muestra}(\text{g})] \times \text{volumen de lixiviado (L)} \times 0,1$$

Las concentraciones de diferentes minerales extraíbles en una muestra pueden ser estimadas de los elementos extraíbles y las estequiometrías de los minerales.

Referencias

- MEND Program, 2009. Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. MEND Project 1.20.1. Chapter 12.

TEST ESTÁTICO DE LABORATORIO

Objetivo

El objetivo de este análisis es determinar el pH y la conductividad eléctrica (CE) de una muestra, generada a partir de la disolución de fases minerales, lo que indica la acidez y salinidad inherente del material al ser depositado en la fuente potencialmente generadora de DM.

Principio del test

La determinación del pH y de la CE, se lleva a cabo en una pasta formada a partir de la mezcla de una muestra finamente dividida (<60#) con agua. Para esto, es necesario formar una mezcla entre muestra y agua desionizada o destilada, en una proporción que puede ser 1:1 o 1:2 (peso/peso), con el fin de movilizar las fases de minerales hacia un medio líquido, proporcionando un medio adecuado de medición para los electrodos. La muestra debe ser agitada con una espátula para formar la pasta. Se deja interactuar esta mezcla por un tiempo, y luego se mide el pH y la CE mediante el uso de electrodos, en el líquido o sobrenadante de esta mezcla. El tiempo de interacción de la mezcla sólido-agua, puede ser de: 1) 10 minutos o, 2) entre 12 a 16 horas.

Ventajas

- Es un método simple y rápido para determinar la acidez o alcalinidad disponible en una muestra.
- Se utiliza poca cantidad de muestra, con la facilidad de realizar duplicados y triplicados, y así obtener valores más confiables.

Desventajas

- Las tasas de generación de acidez o alcalinidad no pueden ser previstas.
- Las muestras tienen una granulometría muy fina, debido al proceso de pulverización al cual son sometidas, pudiendo liberar minerales reactivos (mayor área superficial para reacciones químicas), que no tiene porqué ocurrir en la realidad.

Interpretación de los resultados

Los resultados de este test son cualitativos, en donde el valor de pH indica si la muestra tiene la capacidad o disponibilidad de generar acidez o alcalinidad. Un valor de pH mayor a 7 sugiere la presencia de carbonatos reactivos, por lo tanto la capacidad de neutralizar acidez. En cambio un pH por debajo de 5, indica que el material tiene capacidad de generar acidez. En relación a la conductividad, si los valores son altos, indica que hay una considerable cantidad de sales, las que usualmente son sulfatos, aunque pueden ser otras sales metálicas.

Referencias

- AMIRA, 2002. ARD Test Handbook Project AMIRA P387A Prediction & Kinetic Control of Acid Mine Drainage". Prepared by: Ian Wark Research Institute and Environmental Geochemistry International Pty Ltd. pp E-1.
- MEND Program, 1989. Draft Acid Rock Drainage Technical Guide, MEND Report 2.23.1.
- MEND Program, 1991. Acid Rock Drainage Prediction Manual. MEND Project 1.16.1b. Chapter 6.
- MEND Program, 2009. Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. MEND Project 1.20.1. Chapter 11.

TEST ESTÁTICO DE LABORATORIO

Objetivo

Mediante la aplicación del Test ABA modificado (*Modified Acid Base Accounting*) es posible determinar el balance entre la producción y el consumo de ácido de un material.

Principio del test

Los principios fundamentales del Test ABA contemplan dos mediciones: i) determinación del Potencial de Neutralización³⁵ (NP) de la muestra, y ii) cálculo del Potencial de Acidez de una muestra³⁶ (AP) de la muestra.

La diferencia entre los dos valores, el Potencial Neto de Neutralización³⁷ (NNP = NP-AP), permite clasificar la muestra como un potencial consumidor o generador de ácido. Como una primera evaluación, un valor positivo de NNP indica que la muestra es un consumidor neto de ácido (neutraliza). Para facilitar la comparación de los valores NP, AP y NNP, todos son expresados en unidades de toneladas de CaCO_3 equivalentes por 1000 toneladas de material.

En el Test ABA modificado, la determinación de NP se lleva a cabo mediante el tratamiento de una muestra con exceso de ácido clorhídrico a temperatura ambiente o ligeramente sobre ésta (25-30°C), por un período de 24h. Finalmente, el ácido que no ha reaccionado es titulado con una base (NaOH) hasta alcanzar un valor de pH 8,3, lo que permite calcular el carbonato de calcio equivalente a partir del ácido consumido.

Para el cálculo de AP, se debe determinar el azufre como sulfuro contenido en la muestra. Para esto, se realiza un análisis de azufre total y azufre sulfato a la muestra, asumiendo: i) una total conversión de azufre a sulfato y ii) una producción de 4 moles de H^+ por mol de pirita oxidada. En algunos casos, se deben analizar otras especies de azufre tales como las que se asocian con el mineral barita (BaSO_4) (que no puede ser determinada en un análisis típico de sulfato) y que no contribuyen al AP, de manera de realizar una corrección para calcular específicamente el azufre sulfuro, a través de la diferencia entre la cantidad de azufre total y de azufre como sulfato.

Ventajas

- Es un método muy utilizado y aceptado, rápido y fácil de realizar.
- Es de bajo costo por lo que puede aplicarse a una gran cantidad de muestras.
- Los resultados de este test pueden usarse para la identificación de muestras que requieran pruebas adicionales (como por ejemplo, test cinéticos).
- El análisis de las especies de sulfuro permite una determinación de AP más realista para el uso del azufre tipo sulfuro como base para el cálculo.
- La determinación de NP que se realiza es a través de un procedimiento que proporciona un resultado más confiable, evitando la sobreestimación del valor, en comparación con el procedimiento estándar (el Test ABA estándar no es presentado en esta Guía puesto que no es un método de gran utilización en la actualidad).

35. NP, por sus siglas en inglés.

36. AP, por sus siglas en inglés.

37. NPP, por sus siglas en inglés.

Desventajas

- Las tasas y duración de las reacciones de generación y neutralización de acidez no son determinadas.
- El cálculo de AP se basa en una estequiometría de reacción. En la práctica, la estequiometría real podría variar significativamente.
- El método no indica el pH al cual la muestra puede neutralizar, durante un largo contacto con efluentes ácidos.

Interpretación de los resultados

La interpretación del valor de NNP requiere de criterio puesto que, si bien un valor negativo indica el potencial teórico de generación de DMA de tipo ácido, algunas muestras con esta clasificación podrían ser descartadas como productoras de acidez en los test cinéticos o en campo. Por supuesto, esto no implica que no pueda producirse DMA en el futuro. De la misma forma, muestras con NNP positivo pueden, bajo ciertas circunstancias, producir DMA. Si bien el NNP provee una buena indicación del potencial de generación de DMA, se recomienda que la simple interpretación aritmética de la diferencia entre el NP y AP deba utilizarse con precaución, dado que el comportamiento real de la muestra puede variar en función del contenido de sulfuro del material. Se sugiere utilizar la razón NP/AP, donde el NP debiera exceder el AP por al menos 3 a 1 para asegurar que la muestra sea clasificada como no generadora de ácido. En algunos casos este criterio puede ser muy conservador, por lo que puede ser útil una clasificación basada en el aumento de la razón NP/AP con el aumento en el contenido de sulfuro. En general, los resultados del test deben ser evaluados en el contexto específico de la aplicación y considerando otras herramientas de predicción.

Referencias

- MEND Program, 1991. Acid Rock Drainage Prediction Manual. MEND Project 1.16.1b. Chapter 6.
- MEND Program, 2009. Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. MEND Project 1.20.1. Chapter 13.

TEST ESTÁTICO DE LABORATORIO

Objetivo

El objetivo de este conjunto de pruebas es determinar el potencial que tiene una muestra de neutralizar soluciones ácidas a partir de todo el contenido de carbonatos (CO₃²⁻) presente en ella. Esto, considerando que todo el carbonato que reacciona proviene de la calcita (CaCO₃). Esto se asume dado que la calcita es el mineral de carbonato más común y el que neutraliza ácidos con mayor rapidez.

Principio de la técnica

El principio de la determinación del CO₃-NP es cuantificar la cantidad de carbonato presente en las muestras, a partir del contenido de carbono inorgánico "C_i" (%), cuya fuente corresponde al CaCO₃ presente. Existen varios procedimientos que pueden ser utilizados para determinar el carbono inorgánico; estos son:

a) Determinación directa del contenido de C_i a través de un equipo LECO. Este procedimiento consiste en medir el contenido de carbono en una muestra de forma directa en un equipo LECO. Este puede ser utilizado cuando previamente se establece que todo el carbono presente en la muestra es inorgánico y corresponde a CaCO₃. Este método permite la determinación de CO₃-NP en un tiempo menor a 30 minutos.

Los siguientes procedimientos son empleados cuando en la muestra no sólo hay C_i en forma de CaCO₃, sino que también carbono inorgánico como grafito y carburos, además de carbono orgánico.

b) Determinación indirecta del C_i total a través de un equipo LECO. Este procedimiento cuenta de dos etapas: 1) se determina el contenido de carbono total (orgánico e inorgánico) en una muestra, de forma directa a través de un equipo LECO; 2) una porción de la misma muestra (que se aparta antes del análisis por LECO), se hace reaccionar con ácido clorhídrico para remover todo el C_i correspondiente a CO₃²⁻, reacción que genera la liberación de CO₂(g), y posteriormente la muestra remanente es analizada a través de un equipo LECO. Finalmente el C_i correspondiente a CaCO₃ es determinado calculando la diferencia entre el carbono total (etapa 1) y el carbono remanente luego del proceso de acidificación (etapa 2), donde el resultado de la diferencia corresponde al C_i total.

c) Determinación de C_i a través del contenido de dióxido de carbono (CO₂(g)). En este procedimiento se acidifica entre 0,01 a 0,03 g de muestra pulverizada en una cámara de reacción calentada y sellada. Se utiliza aire libre de CO₂(g) para mover hacia un coulometro el CO₂(g) que se genere desde la cámara de reacción. Posteriormente el CO₂(g) en el colorímetro se absorbe y reacciona con etanolamina, para formar un ácido valorable, mientras cambia el color de la solución. Finalmente la concentración CO₂(g) es calculada desde un espectrofotómetro midiendo el porcentaje de transmitancia (T%) de la solución final, y a partir de este resultado, se determina la cantidad de C_i.

d) Determinación de C_i por pérdida de peso. En este procedimiento, se debe pesar lo más exacto posible una porción de muestra, la que luego debe ser acidificada con ácido clorhídrico, para producir la liberación de CO₂(g). Finalmente, se vuelve a pesar la muestra y la diferencia corresponderá a C_i como CO₂(g).

Los protocolos "b" y "d" toman por lo menos 18 horas, ya que requieren del secado de la muestra luego de la adición de ácido, procedimiento que se realiza durante la noche.

Ventajas

- Son métodos que permiten determinar el NP de una muestra en menor tiempo, en comparación a procedimientos donde es determinado a través de valoraciones (NP Test ABA).

Desventajas

- Se puede sobrestimar los cálculos de $\text{CO}_3\text{-NP}$, por razones como: 1) Usar el carbono total para calcular $\text{CO}_3\text{-NP}$, cuando los materiales estudiados contienen cantidad significativas de carbono no como carbonato, como materia orgánica o grafito; 2) Un error al detectar la presencia significativa de carbonatos de hierro (Fe) y manganeso (Mn). Estos carbonatos en un principio al igual que la calcita consumen acidez. Sin embargo, bajo condiciones aeróbicas y en condiciones de pH menores a 3,5, la oxidación y posterior hidrólisis de hierro (Fe) y manganeso (Mn) produce una cantidad de acidez equivalente a la consumida en un comienzo.
- Los resultados de estos análisis deben ser estudiados junto con análisis mineralógicos.

Interpretación de los resultados

Estas pruebas entregan una medida del potencial de neutralización (NP) de una muestra, el cual puede ser empleado para determinar si el material estudiado tiene o no la capacidad de neutralizar drenajes de tipo ácido, al igual que el NP que se determina a través del test ABA. Para complementar y mejorar la calidad de los resultados e interpretación, se recomienda que sean realizados en conjunto con análisis mineralógicos, dado que estos pueden ayudar en la verificación de la cantidad de carbonatos de calcio contenida en las muestras. Además, los resultados de $\text{CO}_3\text{-PN}$ se pueden utilizar en conjunto con resultados de NP medidos a través del test ABA, ya que al realizar un gráfico entre ellos, se puede determinar si el potencial de neutralización (NP) de una muestra se debe sobre todo a la presencia de carbonatos o corresponde a la presencia de otros minerales, como los aluminosilicatos.

Cálculos:

Independiente del procedimiento que se emplee para determinar la cantidad de C_i , los cálculos que se realizan para determinar $\text{CO}_3\text{-NP}$ son los siguientes:

I) Cálculo si el C_i es reportado como carbono [%C]:

$$\text{CO}_3\text{-NP (kg CaCO}_3 \text{ eq/ton)} = [\%C] * (1000,09/12,01) * (10)$$

II) Cálculo si el C_i es reportado como dióxido de carbono [% CO_2]:

$$\text{CO}_3\text{-NP (kg CaCO}_3 \text{ eq/ton)} = [\%\text{CO}_2] * (1000,09/44,01) * (10)$$

Referencias

- MEND Program, 2009. Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. MEND Project 1.20.1. Chapter 13.

TEST ESTÁTICO DE LABORATORIO

Objetivo

Mediante la aplicación del test NAG (*Net Acid Generation*) es posible determinar el potencial neto de una muestra para generar ácido.

Principio del test

El test NAG se basa en la determinación del pH y acidez de una muestra una vez que el sulfuro en la muestra, proveniente de la pirita (FeS_2), se hace reaccionar con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 15%, generando ácido sulfúrico (H_2SO_4). El pH y la acidez dependerán tanto del ácido producido como de la reacción con los materiales neutralizadores de ácido tales como los carbonatos y otros minerales presentes consumidores de ácido. Al final de la reacción, se mide el pH de la solución o sobrenadante, se registra y si el valor de pH es menor a 4,5, se debe realizar una titulación con NaOH, lo que finalmente proporciona una indicación semi-cuantitativa del potencial neto de generación de ácido.

Ventajas

- Es atractivo como herramienta operacional de caracterización (por ejemplo, para segregación de diferentes tipos de materiales), porque combina la oxidación de sulfuros y la neutralización de ácido, en un solo test.
- Es relativamente barato y utiliza productos químicos y aparatos fácilmente disponibles.
- No requiere de un análisis de azufre y, por lo tanto, tiene el potencial de ser utilizado como un método rápido.

Desventajas

- Una de las limitaciones más importantes es que las moléculas de H_2O_2 pueden romperse antes de oxidar a todos los sulfuros contenidos en la muestra. Esta incompleta oxidación de sulfuros, podría sobrestimar el potencial de ácido total generado, suficiente para mantener un pH neutro o neutro-alkalino.
- Según AMIRA (2002), cuando los contenidos de azufre(S) como pirita (FeS_2) son $>1\%$, no se produce oxidación completa de los sulfuros, con una sola adición de H_2O_2 .
- Para muestras con un contenido mayor al 1% de azufre o con altas concentraciones de metales, el H_2O_2 se descompone antes de la oxidación de todos los sulfuros presentes en la muestra, y por tanto se subestima el potencial de generación de ácido y la capacidad de neutralización.
- La materia orgánica, el cobre, el plomo y el MnO_2 presente en la muestra, pueden interferir en la correcta evaluación, porque pueden catalizar la descomposición de H_2O_2 .
- Otras limitaciones tienen relación con los resultados del potencial de neutralización. Estos no son exactamente reales ya que en condiciones de campo la reactividad de los materiales carbonatados depende del pH.

Interpretación de los resultados

La interpretación de los resultados de este test se realiza en función del pH NAG, el cual se mide al final de la prueba, y los criterios son los que se indican en la Tabla 1:

Tabla 1: Interpretación resultados NAG

pH final	Observación
>4,5	No hay potencial de generación de ácido
<4,5	Riesgo potencial de generación de ácido

Se debe ser cuidadoso con la interpretación, ya que los valores de pH obtenidos dependen de la litología y mineralogía de la muestra. Debido al carácter semi-cuantitativo y a las propias limitaciones señaladas anteriormente, se recomienda comparar los resultados obtenidos en otros test, como por ejemplo los del test ABA Modificado (Ficha 18), para complementar la interpretación de los resultados.

Referencias

- AMIRA, 2002. ARD Test Handbook Project AMIRA P387A Prediction & Kinetic Control of Acid Mine Drainage". Prepared by: Ian Wark Research Institute and Environmental Geochemistry International Pty Ltd. Appendix D.
- Lawrence, R.W., Jaffe, S. and Broughton, L.M., 1988. In-House Development of the Net Acid Production Test Method. Coastech Research.
- MEND Program, 2009. Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. MEND Project 1.20.1. Chapter 15.
- Miller, S., Robertson, A. and Donahue, T., 1997. Advances in Acid Drainage Prediction using the Net Acid Generation (NAG) Test. Proc. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, BC, 0533-549.

TEST ESTÁTICO DE LABORATORIO

Objetivo

La aplicación de los test NAG (*Net Acid Generation*) Secuencial y Cinético permite la determinación del potencial neto de una muestra para generar ácido, al igual que el test NAG convencional (Ficha 20).

Principio del test

El test NAG cinético se realiza de la misma manera que el test NAG convencional, con la diferencia que los valores de la temperatura, pH y/o conductividad eléctrica del sobrenadante son registrados en función del tiempo.

El test NAG secuencial en cambio, corresponde a una serie de repeticiones del test NAG (Ficha 20) sobre una misma muestra. Luego de cada repetición o etapa de adición de ácido, la muestra es filtrada y a la solución sobrenadante se le debe evaluar el pH NAG y su capacidad de generar acidez. La repetición del proceso de oxidación con peróxido de hidrógeno (H_2O_2), se puede realizar hasta que:

- No exista mas descomposición catalítica del peróxido y el pH NAG sea $>$ a 4,5.
- Se obtenga un pH NAG $<$ a 4,5, lo cual indicaría que la muestra tiene potencial de generar DMA.

Ventajas

- En el test NAG secuencial se logra oxidar completamente la muestra, por lo tanto, el pH NAG obtenido en esta prueba es un resultado más confiable, que el obtenido a través del procedimiento del test NAG convencional. Los resultados del test NAG cinético entregan información sobre la cinética de oxidación de sulfuros, la generación de acidez y de la neutralización de ácido.
- Los datos obtenidos en ambos test, pueden ser combinados entre ellos y con otros (contenido de sulfuro y potencial de neutralización (NP) de la muestra, para la obtención de mejores resultados.

Desventajas

- Puede ocurrir que el tiempo empleado para realizar la oxidación no sea el adecuado para caracterizar algún material. Esto puede hacer que los test NAG sean poco prácticos para estudios en donde el contenido de sulfuro sea más del 1%, o donde exista alguna posibilidad de que ocurra la descomposición del peróxido de hidrógeno (H_2O_2) por reacciones con materia orgánica, o metales reactivos.
- Los resultados de los test pueden verse afectados si la muestra analizada tiene un alto contenido de materia orgánica. Se debe tener precaución al analizar este tipo de muestras porque podría ocurrir que se generen ácidos orgánicos, los cuales interfieren con los resultados de los test NAG que determina la cantidad de acidez que se genera, pero específicamente de ácido sulfúrico (H_2SO_4).
- El test NAG Cinético está influenciado por la temperatura de los reactantes, por lo tanto la temperatura inicial del H_2O_2 debe ser controlada para que sea $20 \pm 2^\circ C$.

Interpretación de los resultados

En el test NAG cinético, la evaluación de la generación neta de acidez se lleva a cabo a partir de pH NAG y los criterios son los mismos, es decir, si la muestra presenta un pH mayor a 4,5 no tiene potencial de generar acidez, en cambio si es menor tiene potencial. Además, las variaciones en los parámetros medidos durante la realización del test proporcionan una indicación de la cinética de oxidación de sulfuros, generación de acidez y de la neutralización de ácido, como también pueden dar una idea del comportamiento que presentaría el material estudiado en condiciones de campo. Por ejemplo, la tendencia pH da una estimación de la reactividad relativa y puede estar relacionado con la predicción de los tiempos de retardo (cuánto tarda en generarse el DMA) y las tasas de oxidación similares a los medidos en las columnas de lixiviación.

En el caso del test NAG secuencial, la capacidad de generación neta de acidez que tiene la muestra analizada, se determina evaluando la acidez NAG total mediante la suma de la acidez NAG de cada etapa de oxidación realizada. Además, al igual que en el test NAG convencional (Ficha 20), los resultados de pH NAG obtenidos se deben comparar con el valor de pH 4,5, ya que a partir de ese valor se determina si existe o no posibilidad de generación de ácido.

Referencias

- AMIRA, 2002. ARD Test Handbook Project AMIRA P387A Prediction & Kinetic Control of Acid Mine Drainage". Prepared by: Ian Wark Research Institute and Environmental Geochemistry International Pty Ltd. Appendix D.
- Lawrence, R.W., Jaffe, S. and Broughton, L.M., 1988. In-House Development of the Net Acid Production Test Method. Coastech Research.
- MEND Program, 2009. Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. MEND Project 1.20.1. Chapter 15.
- Miller, S., Robertson, A. and Donahue, T., 1997. Advances in Acid Drainage Prediction using the Net Acid Generation (NAG) Test. Proc. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, BC. 0533-549.

TEST ESTÁTICO DE LABORATORIO

Objetivo

La aplicación del B.C. Research Initial Test permite determinar el balance entre la producción y el consumo de ácido de los componentes de la muestra.

Principio del test

Este test contempla dos tipos de mediciones: i) determinación de la capacidad de neutralización de una muestra y ii) cálculo del potencial de generación de acidez de una muestra.

Una vez que se realiza la determinación de los dos parámetros anteriores, se realiza una comparación entre ambos valores que permite la clasificación de la muestra como potencial consumidor o generador de acidez. Si el potencial de generación de acidez excede al de consumo, la muestra es clasificada como potencial productora de acidez, y se recomienda someterla a otros test para confirmarlo.

La capacidad de neutralización en este test es determinada mediante la titulación de una mezcla de muestra pulverizada y agua (lodo), con ácido sulfúrico estandarizado (H_2SO_4), hasta llegar a pH 3,5 usando un titulador automático.

La elección del punto final de pH 3,5, se basa en la suposición que éste representa el límite por sobre el cual la oxidación del hierro (Fe) y el sulfuro por bacterias como *T. ferrooxidans* ya no es activa. Sin embargo, si la producción teórica de ácido no es suficiente para disminuir el pH por debajo de 3,5, entonces la oxidación bioquímica del material no ocurrirá, y la formación de DMA es poco probable que suceda.

Por otra parte, el potencial de generación de acidez es determinado mediante el análisis de azufre total y calculando AP asumiendo i) una conversión total de azufre a sulfato (ácido sulfúrico) y ii) una producción de 4 moles de H^+ por mol de pirita oxidada (al igual que en el test ABA Modificado (Ficha 18)).

Los valores potenciales de producción y consumo de acidez son expresados en unidades de kilogramos de H_2SO_4 por tonelada de material ($kg H_2SO_4/ton$)

Ventajas

- Es un test rápido y relativamente fácil de realizar.
- Puede ser utilizado para analizar un gran número de muestras, para así realizar una evaluación más selectiva y detallada.

Desventajas

- Los tipos y grado de ácido generado o neutralizado por las reacciones no pueden ser determinados.
- Calcular la potencial producción de generación de ácido sobre el análisis de azufre total, puede llevar a valores sobrestimados.
- El método no indica el pH al cual la muestra puede neutralizar, durante un largo contacto con aguas ácidas.
- Es un test que requiere de más tiempo y costos que el Test ABA Modificado (Ficha 18).

Interpretación de los resultados

Se debe realizar una comparación de los valores potenciales de consumo y producción de ácido. De tal modo que si la producción potencial de ácido excede al consumo de ácido, la muestra es clasificada como una potencial fuente de DMA. Para confirmar la información entregada por este test, se recomienda realizar el B.C. Research Confirmation Test (Ficha 29) u otro test cinético. Por otra parte, si el valor de consumo de ácido es mayor que la producción de ácido, entonces la muestra es clasificada como no generadora de ácido y no es necesario realizar test adicionales.

Referencias

- MEND Program, 1991. Acid Rock Drainage Prediction Manual. MEND Project 1.16.1b. Chapter 6.

TEST ESTÁTICO DE LABORATORIO

Objetivo

Mediante los test SPLP (*Synthetic Precipitation Leaching Procedure*) y TCLP (*Toxicity Characteristic Leaching Procedure*) es posible determinar la movilidad (lixiviación) de analitos inorgánicos presentes en una muestra, dado que simulan un proceso de lixiviación a nivel de laboratorio.

Principio del test

La aplicación de los test SPLP y TCLP, en el caso de las muestras sólidas, consiste en tratar una muestra con una solución extractante por un período de 18 ± 2 h, generándose así un proceso de lixiviación sintética debido a la interacción con la solución. Luego de este proceso, se recupera la fase líquida (el sobrenadante) e inmediatamente se mide el pH y es preservada para analizar e identificar los analitos presentes en ella, donde los análisis dependerán de los objetivos del estudio. La diferencia entre ambos test radica básicamente en las soluciones extractantes a usar.

Soluciones extractantes test SPLP

Las soluciones utilizadas para realizar el proceso de lixiviación sintética pueden ser de 3 tipos:

Solución extractante #1: corresponde a una solución acuosa con $\text{pH } 4,20 \pm 0,05$, la cual está formada por agua más un bajo porcentaje de una mezcla formada por ácido sulfúrico y nítrico (60/40 % p/p). Esta solución es utilizada para lixiviar residuos y es empleada sobre residuos mineros masivos, para evaluar la movilidad de elementos químicos según D.S. N° 148.

Solución extractante #2: corresponde a una solución acuosa formada por los mismos compuestos que la solución extractante #1, con la diferencia que el pH de ésta es de $5,00 \pm 0,05$. Esta solución es utilizada para lixiviar suelos.

Solución extractante #3: agua desionizada, empleada para determinar la movilidad de cianuros y analitos volátiles en cualquier tipo de muestra.

Soluciones extractantes test TCLP

Las soluciones utilizadas para realizar el proceso de lixiviación sintética pueden ser de 2 tipos:

Solución extractante #1: corresponde a una solución con $\text{pH } 4,93 \pm 0,05$, formada por una mezcla de ácido acético glacial (CH_3COOH), $\text{NaOH } 1\text{N}$ y agua.

Solución extractante #2: corresponde a una solución con $\text{pH } 2,88 \pm 0,05$, formada por una mezcla de ácido acético glacial (CH_3COOH) y agua.

Para el test TCLP se requiere conocer el origen y/o fuente de generación del residuo, con el propósito de determinar la presencia de analitos tóxicos. Este requerimiento se debe a que el test TCLP sólo se aplica si el material contiene alguno de los analitos indicados en las diferentes normas de residuos peligrosos. En caso de no ser posible tal estimación, se deberá realizar un análisis de laboratorio para determinar cualitativa y, en caso que corresponda cuantitativamente, la presencia de los analitos en el residuo.

Ventajas

- Corresponden a procedimientos de lixiviación, con períodos relativamente cortos de duración.
- Permiten la evaluación de la lixiviación de diferentes tipos de analitos considerados peligrosos, tanto de tipo orgánico como inorgánico (metales pesados, pesticidas, compuestos orgánicos volátiles y semi-volátiles).
- Son procedimientos desarrollados por la U.S. EPA³⁸ y aceptados en los EE.UU.

Desventajas

- Al ser un test de lixiviación estática, sólo proporciona una mirada instantánea en el tiempo de la estabilidad ambiental de un material, por lo tanto, no permite evaluar procesos que se desarrollan por períodos de tiempo que son mucho mayores de lo que demora este ensayo, por lo que los resultados de pruebas de lixiviación de este tipo, por lo general no se pueden aplicar para estimar velocidades de reacción y predecir la calidad del efluente a largo plazo.
- En el caso de analizar analitos volátiles, la prueba requiere de más precauciones que para otros tipos de analitos, por ejemplo se deben usar recipientes especiales en el proceso de extracción, conocidos como ZHE (*Zero Headspace Extraction Vessel*).
- Las condiciones de lixiviación de este test, en ciertas ocasiones, pueden no ser las más adecuadas para algunas muestras, ya que el proceso de lixiviación sintética realizado a nivel de laboratorio podría no representar las condiciones reales a las cuales estará sometida la muestra.

Interpretación de los resultados

Los resultados obtenidos de este test entregan información sobre la movilidad de diferentes analitos que podrían liberarse desde el material analizado si éste fuera sometido a un proceso de lixiviación producto de lluvias o por estar en contacto con efluentes de características similares. Independiente del tipo de analito que se esté evaluando, el test indica:

- i) pH resultante de la solución producto del proceso de lixiviación: entrega una idea del valor de pH que podría alcanzar el efluente generado por procesos de lixiviación. Esto es muy importante, ya que el pH es uno de los principales factores de los cuales depende la movilidad de los analitos.
- ii) Analitos en efluente de proceso lixiviación: esta es la información principal que entrega el test, ya que corresponde a la concentración de analitos que podría contener el lixiviado de un material analizado. Con esta información, se puede observar la cantidad de un analito específico (o varios) que se han podido movilizar desde la muestra sólida hacia la fase acuosa, comparando las concentraciones de ambos. A su vez, es posible comparar las concentraciones de los analitos de interés contenidos en los lixiviados con valores permitidos para efluentes según diferentes normas internacionales (según los propósitos del estudio). En el caso de Chile, la concentración de algunos analitos en el lixiviado (As, Ba, Cd, Cr, Pb, Hg, Se, Ag) se pueden comparar con el máximo contenido permisible según lo establecido en el D.S N°148 "Reglamento Sanitario sobre manejo de residuos peligrosos".

Referencias

- United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1994. Method 1311 Toxicity Characteristic Leaching Procedure.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1992. Method 1312 "Synthetic Precipitation Leaching Procedure.
- Rihm, A., Arellano, J. and Sancha, A. M. Uso de test de lixiviación para caracterización de residuos del área minera y reflexiones sobre gestión de residuos peligrosos en América Latina. Universidad de Chile, División de Recursos Hídricos y medio Ambiente y Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA).
- The International Network for Acid Prevention (INAP), 2009. Global Acid Rock Drainage Guide (GARD Guide). <http://www.gardguide.com>

TEST ESTÁTICO DE LABORATORIO

Objetivo

Las extracciones secuenciales son metodologías que consisten en la exposición de una muestra sólida (fraccionada, pulverizada, etc.), a una serie de soluciones reactivas de características fisicoquímicas diferentes, con el objetivo de determinar, con la mayor precisión posible, la distribución de los elementos químicos existentes en ésta, entre fracciones de distinta naturaleza fisicoquímica. Esta distribución es denominada "especiación", y se ha comprobado que tiene una relación directa con el comportamiento geoquímico y la biodisponibilidad de los elementos químicos en condiciones naturales.

Principio del test

Actualmente existe una amplia variedad de protocolos de extracción secuencial, sin embargo, ninguno de ellos ha sido impuesto como un método estándar para evaluar la especiación de los elementos químicos (metales pesados, trazas, y principalmente aquellos considerados como tóxicos). Independiente del procedimiento, todos tienen una metodología común, basada en la exposición sucesiva de una misma muestra sólida a soluciones extractantes de características distintas. Los agentes empleados en los ataques (soluciones extractantes) pueden clasificarse en: a) electrolitos inertes concentrados, b) ácidos débiles, c) agentes reductores, d) agentes complejantes, e) agentes oxidantes y f) ácidos fuertes. Por lo tanto, los distintos protocolos existentes se diferencian entre sí por: i) el orden de aplicación de cada una de las soluciones extractantes y por ii) las condiciones experimentales.

En relación a la secuencia de aplicación de las soluciones extractantes, no existe una definida, como tampoco métodos que las incluyan a todas, pero existen al menos 5 clases de fases constituyentes de los sólidos que comúnmente son el objetivo de las extracciones secuenciales, las que además coinciden con las etapas establecidas en el protocolo de Tessier (primer protocolo de extracción secuencial). Las fases expuestas en orden secuencial son: 1) Fase intercambiable: en ésta se liberan los elementos traza que comúnmente son adsorbidos en suelos y sedimentos, como minerales de arcilla, óxidos hidratados de Fe y Mn o los ácidos húmicos; 2) Fase carbonatada: en ésta se disuelven los precipitados o coprecipitados con carbonatos, permitiendo liberar los metales ligados a estos compuestos sin atacar la materia orgánica; 3) Fase de óxidos y oxihidróxidos metálicos principalmente de Fe y Mn: esta fase permite liberar a los metales asociados a estos hidróxidos y mantenerlos en solución; 4) Fase ligada a la materia orgánica: permite liberar metales trazas que puedan aparecer ligados a materia orgánica, a través de procesos como complejación, adsorción y quelación; y 5) Fracción residual: aquí se extraen metales traza desde las estructuras internas cristalinas de minerales primarios y secundarios.

Además del protocolo de extracción secuencial planteado por Tessier, hay muchos otros que se han desarrollado. En el contexto de este documento, se nombran 3 protocolos de extracción secuencial:

- Tessier (1979)
- Community Bureau of Reference "BCR" (1994)
- Dold (2003), presenta 7 etapas de extracciones secuenciales.

Es importante, antes de elegir el protocolo de extracción secuencial, definir qué es lo que se desea determinar y el objetivo del estudio, ya que eso condicionará el proceso de extracción y cómo se deberá realizar, información que permitirá elegir el protocolo más adecuado.

Ventajas

- Pueden ser empleadas con una finalidad principalmente descriptiva (determinar la especiación en determinados materiales geológicos), pero también se pueden utilizar con un objetivo aplicado y para complementar otras metodologías experimentales.
- Constituyen uno de los procedimientos que entregan una mayor aproximación para describir la asociación geoquímica de los elementos químicos con las diferentes fracciones de los sólidos.

Desventajas

- Debido a que ninguna de las extracciones secuenciales que existen es un método estandarizado, dificulta en gran medida la comparación de los resultados obtenidos por laboratorios distintos.
- La determinación de las concentraciones de elementos utilizando métodos de extracción, muestra mayores incertidumbres en comparación a los procedimientos donde el contenido total de elementos se determina de manera directa. Esto ocurre debido a las dificultades en el aislamiento desde sus sustratos de los compuestos a ser estudiados, la posibilidad de alterar el equilibrio entre las diferentes especies químicas presentes en el sistema y la sensibilidad analítica inadecuada de algunas de las técnicas.
- Tienen una serie de problemas metodológicos, entre ellos la selectividad de los reactivos empleados, la definición operativa de estos métodos, la redistribución (re-adsorción) elemental, las condiciones experimentales y tratamiento previo de las muestras sólidas, la dificultad de validación de los distintos métodos y la evaluación de su precisión.

Interpretación de los resultados

Las extracciones secuenciales son aplicadas en diferentes campos, pero donde han encontrado una intensa aplicación son en las ciencias geológicas, sobre todo en los estudios de geoquímica ambiental en medios acuáticos (ríos, lagos, estuarios), en edafología y también en hidrología subterránea. Principalmente esta metodología es utilizada para determinar la especiación de los metales traza en suelos, sedimentos o rocas, ya que la determinación analítica del contenido total de los elementos en estas matrices, no suministra la información necesaria para determinar las asociaciones de fase de los elementos químicos, ni tampoco permite entregar información sobre la movilidad de los mismos. La evaluación de la especiación mediante estos protocolos, permite caracterizar la potencial movilidad y biodisponibilidad de los elementos traza presentes en sedimentos y suelos, además entrega información sobre los procesos que han participado en la incorporación de estos elementos químicos al material sólido.

Referencias

- Dold, B., 2003. Speciation of most soluble phases in a sequential extraction procedure adapted for geochemical studies of copper sulfide mine wastes. *Journal of Geochemical Exploration*, 80,55-68.2. Place of the Top 25 hottest articles from *J. Geochem. Explor.* Nov. 2002-April. 14pp.
- Lopez, J., and Mandado, C., 2002. Extracciones Químicas Secuenciales de Metales Pesados, Aplicación en Ciencias Geológicas. *Estudios Geol.*, 58: 133-144.
- Tessier, A., Campbell, P., and Blsson M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*. Vol. 51, no. 7, pp. 844-851.
- Zimmerman, A. J., and Weindorf, D. C., 2010. Heavy Metal and Trace Metal Analysis in Soil by Sequential Extraction: A Review of Procedures. *International Journal of Analytical Chemistry*, Volume 2010, Article ID 387803, 7 pages, doi: 10.1155/2010/387803.

TEST ESTÁTICO DE LABORATORIO

Objetivo

El objetivo del test ABCC (*Acid Buffering Characteristic Curve*) es determinar qué porción del potencial de neutralización (NP) de una muestra tiene la capacidad de neutralización de ácidos a varios niveles de pH.

Principio del test

Este test consiste en la titulación lenta de una muestra con ácido clorhídrico, mientras continuamente se monitorea el pH. El volumen y concentración de ácido que se adiciona varía de acuerdo al rango de valores de NP que presente la muestra. Altos volúmenes y concentraciones son usados para muestras con altos valores de NP, y en el caso contrario, bajos volúmenes y concentraciones se usan con muestras con bajo NP. Para determinar la cantidad de NP que realmente reacciona y neutraliza, la cantidad de ácido clorhídrico agregado en la prueba se convierte a kg CaCO₃ equivalentes/ton.

Ventajas

- Es una prueba complementaria al test ABA Modificado (Ficha 18) o NAG (Ficha 20), el cual ayuda a indicar con mayor exactitud la capacidad de neutralización que tiene una muestra.
- Tanto el test como el tratamiento de los datos obtenidos es relativamente sencillo.
- Se utiliza poca cantidad de muestra, lo cual permite realizar duplicados.
- Las gráficas obtenidas de este test permitirían discriminar la presencia de carbonatos de diferente reactividad en la muestra analizada.

Desventajas

- Antes de llevar a cabo el test ABCC, se debe conocer el valor de NP de la muestra, por lo tanto, es necesario realizar un análisis previo para determinar este parámetro.
- Se lleva a cabo con muestras de baja granulometría debido al proceso de pulverización al que son sometidas, lo que puede generar una liberación de minerales reactivos que no sería representativo de la muestra en la realidad.

Interpretación de los resultados

A partir de los resultados, se puede indicar si la muestra analizada tendrá realmente la capacidad de neutralizar ácido, incluso cuando ya se haya determinado su NP por otro método, ya que esta prueba permite determinar el valor efectivo de NP de una muestra, es decir, la capacidad real de una muestra de neutralizar. Esto se observa al graficar en el "eje X" kg CaCO₃ equivalentes/ton, que se determina a partir de la cantidad y concentración de ácido utilizada en la titulación, en contra del pH en "eje Y", evaluándose generalmente hasta pH 4,0, porque se considera que hasta este valor de pH un sistema tiene capacidad de neutralizar.

Referencias

- MEND Program, 2009. Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. MEND Project 1.20.1. Chapter 15.
- Warwick, Stewart. A., Stuart, D., Miller and Roger Smart, 2006. Advances in Acid Rock Drainage (ARD) Characterisation of mine Wastes. In: 7th Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), St. Louis MO, March 26-30. R.I. Barnhisel (ed) Published by the American Society of Mining and Reclamation (ASMR). 3134 Montavesta Road, Lexington. KY 40502.

TEST ESTÁTICO DE LABORATORIO

Objetivo

El test Net Acid Production (NAP) permite determinar el balance entre los componentes productores y consumidores de ácido de una muestra, sin la necesidad de análisis de azufre.

Principio del test

Éste es un método en el que se utiliza peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para hacer reaccionar los sulfuros contenidos en una muestra de granulometría fina. El ácido que es producido por oxidación es simultáneamente consumido por carbonatos y/u otros consumidores de ácido que son componentes de la muestra. Finalizada la reacción, el ácido remanente se titula, con una base estandarizada (NaOH), hasta alcanzar un pH 7,0, y el ácido neto producido por la reacción es calculado y expresado en unidades de kg de carbonato de calcio equivalentes por tonelada (kg $CaCO_3$ equivalente/ton).

Ventajas

- Entrega una evaluación rápida y de bajo costo del potencial de generación de ácido.
- Puede ser utilizado para analizar un gran número de muestras para una posterior evaluación más selectiva y detallada.
- No se requiere análisis de azufre, método adecuado para ser usado en el campo.
- Procedimiento que podría proporcionar una evaluación de las especies de azufre fácilmente oxidables.

Desventajas

- Test en etapa de desarrollo, no está probado como un método confiable.
- Las tasas de generación de ácido no pueden ser predichas.
- Los componentes alcalinos de la muestra podrían interferir en la eficiencia de la reacción de oxidación de la pirita (FeS_2) con H_2O_2 .

Interpretación de los resultados

El método NAP aún está en una etapa de desarrollo para verificar procedimientos y correlación, con otros métodos estáticos y de datos de campo. Los valores del test NAP obtenidos oscilarán entre cero y valores positivos, la magnitud dependerá del potencial de la muestra para producir ácido tras la oxidación. En general, estos valores proporcionan menor información sobre el potencial de generación de DMA que el test ABA Modificado (Ficha 18), aunque resultados obtenidos en varios estudios de diferentes muestras de residuos mineros indican una buena correlación con el procedimiento estadístico más aceptado. Muestras con valores del Potencial Neto de Neutralización (NNP³⁹) positivos o cercanos a cero, obtenidos mediante el test ABA Modificado (Ficha 18), proporcionarán valores de NAP muy bajos o cero.

Referencias

- MEND Program, 1991. Acid Rock Drainage Prediction Manual. MEND Project 1.16.1b. Chapter 6.

39. NNP, por sus siglas en inglés.

TEST ESTÁTICO DE LABORATORIO

Objetivo

El test Alkaline Production Potential/Sulphur Ratio (APP/S Ratio) proporciona una rápida indicación del potencial que tiene una muestra de generar DMA, sin la necesidad de realizar test cinéticos.

Principio del test

El test APP/S Ratio considera dos mediciones: i) determinación del consumo de ácido de la muestra (APP) y ii) análisis del contenido de azufre total de la muestra (S_T).

Los valores de APP obtenidos para un número determinado de muestras de unidades geológicas similares, o provenientes de posibles fuentes generadoras de DMA, se grafican en función del correspondiente valor S_T , obteniéndose así una gráfica de APP/S. Al comparar la gráfica con los resultados de procesos meteorización simulada [a través de test cinéticos como el test de celdas de humedad (Ficha 28) para un mismo conjunto de muestras, se puede establecer una relación entre las características del proceso de meteorización y la razón APP/S. Así, futuras predicciones del comportamiento de muestras a partir de la misma unidad geológica o componentes mineros, podrían ser realizadas sin necesidad de test cinéticos.

En la determinación de APP, una muestra finamente pulverizada, es tratada con ácido clorhídrico (HCl) bajo condiciones más suaves que en el test ABA Modificado (Ficha 18). Luego de la reacción, el ácido remanente se titula hasta alcanzar un pH 7,0 utilizando una base estandarizada. Se registra el volumen de base gastada y se compara con una curva de calibración preparada, en la cual se realiza el procedimiento de tratamiento con ácido sobre muestras estándar de $CaCO_3$.

Ventajas

- La determinación de APP podría entregar una evaluación más realista de la alcalinidad disponible en una muestra, evitando la digestión de otros minerales distintos a los calcáreos, productores de alcalinidad, lo cual ocurre en condiciones de reacción más extremas como en el caso del test ABA Modificado (Ficha 18).
- La gráfica de APP/S en combinación con los correspondientes datos de un test cinético, puede ser usada para predecir el potencial de generación de DMA de nuevas muestras de rocas, sin necesidad de realizar test cinéticos adicionales y de larga duración.

Desventajas

- Este método fue desarrollado para clasificar horizontes sedimentarios en los yacimientos de carbón. No ha sido usada, probada y aplicada en estudios de metales base y preciosos.
- La razón y extensión de las reacciones de producción y consumo de ácido no son determinadas directamente, aunque la correlación de la razón APP/S con bases de datos de meteorización podría entregar algún tipo de guía.
- El uso de un análisis de azufre total podría entregar una sobrestimación del potencial de acidez y distorsionar la razón APP/S de algunas muestras. Por lo tanto, se recomienda el uso de azufre como sulfuro.

Interpretación de los resultados

La gráfica de razón APP/S en conjunto con datos de meteorización, puede ser usada para la predicción del potencial de generación de DMA de un grupo de muestras de la misma unidad geológica. Esto se consigue realizando test de meteorización tales como el test de celdas de humedad (Ficha 28) sobre un número suficiente de muestras para los cuales se conozca la razón APP/S. El comportamiento de muestras desconocidas puede ser predicho relacionando la razón APP/S con la base de datos derivada empíricamente de la prueba cinética, sin tener que realizar largos test de meteorización a nuevas muestras.

Referencias

- MEND Program, 1991. Acid Rock Drainage Prediction Manual. MEND Project 1.16.1b. Chapter 6.

TEST CINÉTICO DE LABORATORIO

Objetivo

La aplicación del test de celdas de humedad tiene como objetivos: i) modelar a escala de laboratorio los procesos geoquímicos de meteorización, ii) confirmar o reducir incertidumbre de los resultados de los test de predicción estáticos, iii) determinar la tasa y la variación temporal de la generación de ácido y de la calidad del agua de los lixiviados y, iv) proporcionar una evaluación preliminar de las opciones de control de DMA.

Principio del test

Una celda de humedad consiste en una celda o cámara de meteorización, diseñada de manera de tener control sobre variables como el aire, temperatura y humedad, permitiendo la eliminación de productos en solución, debido principalmente a la oxidación del material. Las soluciones generadas pueden ser analizadas para determinar el comienzo del DMA, para calcular la carga de masas, determinar la tasa de generación de ácido, y la concentración de metales y de otras especies en función del tiempo. Se pueden utilizar varios diseños de celdas de humedad, que van desde simples cajas plásticas hasta diseños más elaborados que permiten mejores tasas de oxidación. En cualquier caso, la operación de una celda involucra un ciclo de 7 días, en el cual hay tres etapas: i) paso de aire seco sobre o a través de una muestra ubicada en la celda por 3 días, ii) paso de aire húmedo sobre o a través de la muestra por 3 días, y iii) lixiviación de la muestra en la celda el último día del ciclo. El lixiviado recuperado puede ser analizado para evaluar múltiples parámetros incluyendo pH, concentración de sulfato, acidez, alcalinidad, conductividad eléctrica, potencial REDOX y concentración de metales. Algunas opciones del protocolo de este test, incluyen adición de bacterias, saturación de la muestra por inundación, ciclos de temperatura, uso solo de aire húmedo entre etapas de lixiviación, y variaciones en los ciclos de aire y lixiviados.

Ventajas

- Se compara favorablemente con otros test de predicción y datos de campo, pudiendo ser utilizado para calibrar otros test de laboratorio.
- Es una prueba relativamente fácil de configurar y operar.
- Permite modelar ciclos de humedad o secos del medio ambiente.
- Permite determinar las tasas de generación de ácido y de oxidación de sulfuros.
- Es posible evaluar efectos de bacterias.
- Entrega una evaluación de la calidad del lixiviado y del flujo de metales disueltos que se pueden generar desde una muestra de residuo.
- Permite una evaluación preliminar de los efectos del DM y adoptar medidas de control.
- Permite la determinación de las variaciones temporales de las tasas de generación de ácido.
- Se pueden evaluar muestras a diferentes condiciones, por ejemplo, completamente saturada, sumergida en agua, etc.
- Es un test con una metodología aceptada en Canadá y EE.UU.

Desventajas

- La interpretación de los resultados a veces puede resultar compleja.
- Si bien el protocolo del test indica que se deben realizar 20 ciclos, éste puede requerir de un tiempo mayor para obtener resultados (años), con costos relativamente altos.
- La confirmación del potencial de DMA o la determinación de la tasa de oxidación de sulfuros, a menudo no es concluyente. Sin embargo, las celdas húmedas permiten que el test pueda ser llevado a cabo por períodos prolongados.
- Las tasas de liberación de acidez y alcalinidad podrían no ser comparables ni fácilmente interpretadas, debido a las diferencias en la cinética y equilibrios en la generación de ácido, consumo de éste y reacciones de generación de alcalinidad bajo condiciones de laboratorio y de campo.

Interpretación de los resultados

El grado de meteorización y generación de DMA puede ser deducida a partir de los resultados de los análisis de los lixiviados de cada ciclo. En general, el potencial de DMA está asociado a las siguientes condiciones y cambios en parámetros fisicoquímicos, como se indica a continuación:

- Disminución en el pH: sobre pH 5-5,5 la muestra no está generando una cantidad de ácido significativa, y/o el sistema está dominado por la alcalinidad de materiales calcáreos; a pH 5-5,5 o bajo éste, el rol de bacterias hierro-oxidantes se convierte en significativo; desde pH 3 a 5, la muestra está generando ácido y existen condiciones tóxicas; por último a pH bajo 3,5 el rol de bacterias *T. ferrooxidans* puede ser muy significativo y existen condiciones para la generación de ácidos fuertes.
- Aumento de la conductividad eléctrica en los lixiviados.
- Aumento en el potencial REDOX de los lixiviados. En etapas tempranas de la generación de DMA, los valores de este parámetro pueden ser relativamente bajos (<400mV); altos valores (>450mV) indican un ambiente altamente oxidante e influencia de bacterias hierro-oxidantes. Sobre un valor de 500mV, la oxidación de sulfuro por iones férrico es significativa.
- Ausencia o bajas concentraciones de alcalinidad.
- Aumento en la acidez, proporciona una medición acumulativa de varias especies como: Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} y HSO_4^- .
- Aumento en las concentraciones de metales disueltos en los lixiviados.
- Aumentos en las concentraciones de sulfato.

Por lo tanto, los cambios en la química de los lixiviados son una evidencia de que podría estar comenzando la generación de DMA, la cual puede ser observada graficando los valores de los diferentes parámetros controlados a lo largo del tiempo. En el caso de sulfatos, acidez, alcalinidad y metales, gráficas acumuladas de estos son comúnmente usadas para conocer sus valores en un determinado ciclo. Por otra parte, también se puede determinar la tasa de acidez, alcalinidad, generación de sulfatos y liberación de metales, a partir de la gráfica de estos parámetros. Las tasas pueden ser expresadas como tasas específicas, en unidades de peso, unidades de superficie y como contenido de sulfuro base.

Referencias

- ASTM International. Method D 5744-07: Standard Test Method for Laboratory Weathering of Solid Materials Using a Humidity Cell. PA 19428-2959. United States.
- MEND Program, 1991. Acid Rock Drainage Prediction Manual. MEND Project 1.16.1b. Chapter 6.
- MEND Program, 2009. Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. MEND Project 1.20.1. Chapter 18.

TEST CINÉTICO DE LABORATORIO

Objetivo

Los objetivos principales de este test son: i) modelar en laboratorio procesos geoquímicos de meteorización, ii) confirmar o reducir la incertidumbre en los resultados de los test de predicción estáticos, iii) determinar las tasas y variación temporal de la generación de ácido y iv) determinar la calidad del lixiviado.

Principio del test

Las columnas o lisímetros permiten facilitar el escalamiento de los test de meteorización de residuos mineros. Las columnas comúnmente son de vidrio, PVC, acrílico o cualquier otro material de plástico inerte. Lisímetro es un término usado a menudo como sinónimo de columnas, pero ha sido definido como "una estructura que contiene una masa de suelo y diseñado para permitir medición del agua que drena a través del suelo". Éste consiste de un recipiente que tiene lados cerrados y un fondo con un sistema de drenaje. Los lisímetros pueden ser contruidos para pruebas de unos pocos cientos de gramos de material hasta muchas toneladas. En el protocolo básico de este test, las columnas o lisímetros son llenados con el material de prueba y lixiviados con un solo paso de agua destilada. El lixiviado que es generado por el sistema es colectado y analizado. En relación a los resultados, estos pueden ser tabulados para cada muestra individual y condiciones de la prueba, e incluir información como: duración (días), volumen lixiviado (L), pH, potencial redox (mV), acidez (mg/L CaCO_3eq) y acidez acumulada (mg CaCO_3/kg o mg/kg/m²), entre otras.

Ventajas

- Es un método aceptado en Canadá y EE.UU.
- Es un método que se puede comparar con otros de predicción y test de campo.
- Es un sistema relativamente fácil de implementar y operar.
- Es un test que se puede llevar a cabo a gran escala, permitiendo el análisis y evaluación de residuos mineros con partículas de mayor tamaño.
- Puede ser utilizado para modelar la disposición de residuos mineros saturada e insaturada.
- Permite determinar las tasas de generación de ácido y oxidación de sulfuro, como también las variaciones temporales en éstas.
- Permite evaluar los efectos de las bacterias.
- Permite la evaluación de la calidad del lixiviado y la concentración de metales disueltos.
- Se pueden evaluar opciones para el control del DMA, como la mezcla de distintos tipos de roca.

Desventajas

- La interpretación de datos y resultados puede resultar compleja.
- El test puede requerir de largos períodos de tiempo para completarlos (al igual que las celdas de humedad (Ficha 28) y de altos costos.
- La confirmación del potencial de DMA o la determinación de las tasas de oxidación de sulfuro, es a menudo poco concluyente debido al tiempo requerido para agotar el contenido de potencial de neutralización (NP⁴⁰) hasta niveles en que la generación de ácido sea medible, incluso para muestras donde el NP es relativamente bajo (p. ej. >20 ton $\text{CaCO}_3/1000$ ton). Sin embargo, las columnas y lisímetros permiten extender las pruebas por períodos más prolongados.
- La tasas de acidez y alcalinidad pueden no ser comparables, debido a las diferencias en las cinéticas y equilibrios de las reacciones de generación de ácido, consumo de éste y generación de alcalinidad.

40. NP, por sus siglas en inglés.

Interpretación de los resultados

El grado de meteorización y generación de DMA, así como la eficacia de las medidas de control u opciones de disposición de residuos mineros, pueden ser deducidas a partir de los resultados de los análisis de lixiviados provenientes de columnas o lisímetros.

En general, la indicación del potencial generación de DMA, está asociado a las siguientes condiciones y cambios en los parámetros:

- Disminución del pH: valores sobre pH 5-5,5, la muestra no genera una cantidad significativa de acidez y/o el sistema se encuentra dominado por la alcalinidad de material calcáreo; a pH 5-5,5 o bajo estos valores, el rol de las bacterias hierro-oxidantes se vuelve significativo; de pH 3 a 5, la muestra está generando ácido y existen condiciones de tóxicas de acidez; bajo pH 3,5, el rol de las bacterias *T. ferrooxidans* puede ser muy significativo, existiendo condiciones de generación de ácidos fuertes.
- Aumento en la conductividad eléctrica.
- Incremento en el potencial Redox: en etapas tempranas de la generación de DMA, los valores de este parámetro pueden ser relativamente bajos (< 400 mV); altos valores del potencial redox (>450 mV) indican un ambiente altamente oxidante e influencia de bacterias hierro- oxidantes. Sobre 500 mV, la oxidación de minerales sulfurados por el ión férrico puede ser significativa.
- Ausencia o bajas concentraciones de alcalinidad.
- Aumento en la acidez: entrega una medida acumulada de varias especies acuosas, las cuales incluyen al Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} y HSO_4^- .
- Aumento en la concentración de sulfato: es importante señalar que i) la liberación de sulfato en las etapas iniciales del test, puede deberse a la disolución de sales de sulfato, o por la liberación acumulada de productos ácidos, y ii) el contacto de lixiviados alcalinos con DMA puede originar DMN pero altamente sulfatados.
- Aumento en la concentración de metales disueltos.

En general, los valores de parámetros y la relación entre ellos, debe ser considerado caso a caso.

Referencias

- MEND Program, 1991. Acid Rock Drainage Prediction Manual. MEND Project 1.16.1b. Chapter 6.

TEST CINÉTICO DE LABORATORIO

Objetivo

Este test tiene por objetivos la confirmación de resultados obtenidos de pruebas estáticas de predicción de DMA y determinar si las bacterias sulfuro oxidantes pueden generar más ácido desde una muestra del que puede ser consumido.

Principio del test

Para determinar el grado de oxidación del contenido de sulfuros de una muestra, y evaluar si esta cantidad de ácido es suficiente para sobrepasar la capacidad de neutralizar de la muestra, se puede llevar a cabo un test de oxidación biológica, el cual es realizado sólo si la muestra presenta potencialidad de generar DMA a partir de los test estáticos.

Para el desarrollo de este test, una pulpa pre-acidificada que contiene la muestra finamente dividida, es inoculada con un cultivo activo de bacterias sulfurooxidante como las *T. ferrooxidans* y agitado bajo condiciones ideales para la oxidación bacteriana. El pH de la pulpa debe ser monitoreado hasta alcanzar un valor estable que indica el fin de la oxidación. A continuación, una cantidad de muestra equivalente en peso a la original debe ser agregada en dos incrementos, a 24h y 48h, y el pH debe ser medido después de 24h de cada adición. Si el pH es mayor a 3,5, la muestra es clasificada como no productora de ácido. Si el pH se mantiene en un valor menor a 3,5, entonces existe un potencial de generación de DMA.

Ventajas

- Es un test cinético rápido y relativamente de bajo costo.
- Es un método ampliamente usado en Canadá.
- Entrega una evaluación del potencial de oxidación bioquímico de sulfuros en una muestra.

Desventajas

- Aunque el procedimiento de este test es aparentemente simple, involucra el uso de bacterias, lo que requiere de experiencia, pudiéndose presentar los siguientes problemas: i) uso no óptimo de los medios de cultivo, ii) uso de medios de cultivo no adaptados y iii) dificultades en la comparación de resultados entre test realizados por diferentes laboratorios.
- El proceso de acidificación crea una condición no real, en la que los efectos inhibidores de los compuestos alcalinos de la muestra, sobre el proceso de oxidación, no son evaluados.
- La cantidad de ácido generado en el inicio del test no es corregido considerando la adición de ácido al sistema, al inicio del test, para llegar a las condiciones adecuadas para la inoculación. Esto puede sesgar los resultados de la clasificación de acidez.
- Para muestras con altos contenidos de azufre, la cantidad de muestra necesaria para realizar el test podría ser demasiado grande, lo cual causaría una oxidación incompleta del azufre disponible, debido a la inhibición de la reacción por productos de reacción y bajos valores de pH.

Interpretación de los resultados

Una disminución del pH luego de la inoculación de la pulpa con bacterias, indica la oxidación biológica de los sulfuros contenidos en la muestra. Una vez estable el pH o alcanzada la concentración de metales disueltos, se asume que todo el sulfuro disponible para oxidación han reaccionado y se ha llegado al punto máximo de generación de acidez. Luego de la reacción, al agregar más muestra de peso equivalente al original, y observando cambios en el pH, se evalúa si la muestra tiene la capacidad de generar acidez en exceso (superar su capacidad de neutralización). Específicamente, el test confirma que una muestra generará ácido si el pH se mantiene por debajo de 3,5, y por el contrario, si el pH final es sobre este valor, se considera que la oxidación biológica es poco probable y la muestra puede ser clasificada como no generadora de ácido.

En relación a la presentación de los resultados, estos pueden ser tabulados e indicando la siguiente información: descripción de la muestra, duración del test (días luego de la inoculación), pH inicial, pH ocurrida la oxidación biológica, pH después del primer incremento de muestra y del segundo (pH final), y confirmación de que la muestra tiene potencial de generación de acidez (sí/no).

Referencias

- MEND Program, 1991. Acid Rock Drainage Prediction Manual. MEND Project 1.16.1b. Chapter 6.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1994. Acid Mine Drainage Prediction..

TEST CINÉTICO DE LABORATORIO

Objetivo

Mediante este test es posible confirmar rápidamente los resultados obtenidos en los test estáticos, permitiendo además modelar reacciones geoquímicas de meteorización.

Principio del test

Un equipo Soxhlet consta de una cámara en la que se ubica una muestra para ser lixiviada con el condensado producido por la ebullición del lixiviado ubicado en la parte inferior del equipo. En un extractor estándar el condensado está a altas temperaturas creando un ambiente altamente reactivo, entregando una evaluación de la capacidad de lixiviación final de la muestra. También pueden usarse extractores modificados, en los cuales el condensado se enfría alrededor de los 30°C previo contacto con la muestra contenida en la cámara. Esta modificación es usada, debido a que simula con mayor exactitud las condiciones encontradas en un ambiente de meteorización natural.

Ventajas

- Es un test relativamente simple de realizar.
- Es una prueba que entrega resultados rápidamente.
- Puede proporcionar confirmación de resultados obtenidos desde test estáticos.
- Proporciona una evaluación entre las reacciones de generación y consumo de ácido.

Desventajas

- Este test no ha sido extensamente usado y no se ha probado para la predicción de DMA.
- Los resultados obtenidos son difíciles de interpretar.
- La relación de este test con los procesos naturales de meteorización son inciertos.
- La acción de reflujo que ocurre al interior del Soxhlet puede cambiar significativamente la química del lixiviado (particularmente cuando la condensación del reflujo ocurre a una temperatura superior a la del ambiente). Puede ser un método inadecuado para evaluar apropiadamente las tasas de reacción y calidad de lixiviado.
- La oxidación puede ser muy rápida para indicar la tasa de oxidación de sulfuros.
- El Soxhlet no es un aparato que se encuentre siempre en el inventario de un laboratorio. El Soxhlet modificado generalmente requiere de fabricación.

Interpretación de los resultados

El grado de meteorización y generación de DMA puede ser deducido a partir de los resultados del análisis de los lixiviados. En general, una indicación de que la muestra analizada tenga algún potencial de generación de DMA, se encuentra asociado a las condiciones y cambios en los parámetros siguientes:

- Disminución del pH: sobre pH 5-5,5 la muestra no generará acidez significativamente y/o el sistema está dominado por la alcalinidad de material calcáreo; a pH 5-5,5 o bajo este pH, el potencial rol de las bacterias hierro-oxidantes de vuelve significativo; desde pH 3 a 5, la muestra es generadora de acidez existen condiciones tóxicas; bajo pH 3,5, el rol de la bacteria *T. ferroxidans* en el campo puede ser muy significativo, existiendo condiciones de generación de ácidos fuertes.
- Aumento en la conductividad eléctrica.
- Ausencia o bajas concentraciones de alcalinidad.
- Aumento en la acidez; proporciona una medida acumulativa de varias especies acuosas incluyendo Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} y HSO_4^- .
- Aumento en la concentración de metales disueltos.

En general, la extracción Soxhlet entrega menos datos e información que las celdas de humedad (Ficha 28), test en columnas (Ficha 29) u otros test cinéticos de predicción. Sin embargo, graficar los cambios en varios de los parámetros en función del tiempo, puede entregar una representación visual muy útil de los cambios temporales en la química del lixiviado y evidenciar el comienzo de la generación de DMA.

Referencias

- MEND Program, 1991. Acid Rock Drainage Prediction Manual. MEND Project 1.16.1b. Chapter 6.

TEST CINÉTICO DE CAMPO

Objetivo

Los test cinéticos de campo entregan información, en condiciones de campo o *in situ*, de variables como la cinética de lixiviación, la calidad del agua de los drenajes y las principales reacciones de meteorización de minerales primarios, y la precipitación de minerales secundarios y su disolución.

Principio del test

Los test de campo consisten en sistemas que permiten el estudio y la caracterización geoquímica en el tiempo, de residuos mineros masivos expuestos a la meteorización. Los principales formas de estas pruebas de campo consisten en barriles (pequeña escala), grandes contenedores que pueden almacenar rocas y relaves, (mediana escala) y pilas experimentales de gran escala.

El diseño de estas pruebas depende principalmente de los objetivos el estudio y de factores como la granulometría del material, área superficial disponible para la prueba, composición física y geoquímica del material a estudiar, entre otros. Éstas pueden ser diseñadas para ser ubicadas a la intemperie y dejar que el mineral contenido en éste reaccione a partir de las condiciones del clima y el medio ambiente y sin intervención antropogénica, para posteriormente recoger los lixiviados generados por infiltración natural. En cambio, otras pruebas pueden ser acondicionadas para dar ciertas condiciones al sistema que permitan por ejemplo, acelerar cinéticamente los procesos geoquímicos, sobre todo en climas secos y donde las precipitaciones son escasas.

Estas pruebas pueden ser instrumentalizadas ya sea en interior como exterior. En el interior se utilizan sensores de humedad, temperatura, de gases, etc., y en el exterior instrumentos como estaciones meteorológicas y dataloggers.

Ventajas

- Son herramientas que permiten evaluar el comportamiento de los residuos mineros masivos durante diferentes etapas del ciclo de vida minero y en condiciones representativas del sitio (*in situ*).
- Es una prueba que permite abordar los desafíos de escala y tiempo, los cuales no pueden ser evaluados a nivel de laboratorio. Permite evaluar los residuos mineros masivos en condiciones reales a las que estos se encuentran, bajo las mismas condiciones climáticas, mineral con tamaño de roca mayor a los analizados en laboratorio, etc. (incluso la prueba puede ser ubicada cerca del residuo minero masivo que se necesita evaluar, como lo son los botaderos de estériles, depósitos de relaves, etc.).
- Permiten calibrar y desarrollar modelos de predicción geoquímicos y/o hidrogeoquímicos, permitiendo la estimación del potencial de generación de drenaje de residuos mineros masivos en el tiempo.
- Los resultados analíticos obtenidos, generan información de alto valor para las faenas mineras, son pruebas que tienen el potencial de convertirse en un apoyo estratégico para la toma de decisiones en torno a gestión de residuos mineros masivos y EQ en planes de cierre.

Desventajas

- La interpretación de los datos puede ser compleja y existe el potencial de que haya bastante heterogeneidad en la composición de la muestra.
- El tiempo de instalación y puesta en funcionamiento de este tipo de pruebas, puede ser bastante (por ejemplo meses). Además, los costos económicos son relativamente altos y estos aumentan al incrementar la escala de la prueba.
- Requieren de supervisión por personal capacitado y a veces de mantención por algún daño que pueda ocurrirles. Actividades que a veces pueden ser complicadas por las condiciones principalmente climáticas que pueden presentarse en el lugar de la prueba.

Interpretación de los resultados

En las pruebas de campo, los lixiviados son intermitentes e incompletos, lo cual puede provocar que productos generados a partir de la meteorización de minerales primarios queden retenidos al interior de los sistemas. Como resultado, el proceso de equilibrio de solubilidad y la retención de productos de reacción juegan un rol significativo en la determinación de la química del drenaje desde los componentes de pruebas ya sean a gran o pequeña escala.

Al graficar la información obtenida desde estas pruebas, se pueden observar los cambios en el sistema durante el tiempo. Modelos de especiación geoquímica también pueden ser utilizados para tratar los datos, los cuales pueden ser usados para identificar la tendencia del sistema y ayudar en la identificación de las condiciones de equilibrio. A pesar de ser estos modelos una herramienta poderosa, no siempre serán capaces de explicar la geoquímica completa del material de mina estudiado. Estudios han demostrado evidencia que en procesos de equilibrio que operaron durante décadas, el modelamiento de los datos fue un fracaso, ya que no permitieron la identificación de los minerales que provocaron el equilibrio. Por lo tanto, las predicciones de modelos relacionados con las condiciones de solubilidad de equilibrio deben ser interpretados con cautela, y tratar siempre que sea posible, apoyar las conclusiones realizadas con un seguimiento a largo plazo de la química de los lixiviados.

Referencias

- MEND Program, 2009. Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. MEND Project 1.20.1. Chapter 19.
- Morin, K., and Hutt, N., 1997. Environmental Geochemistry of Minesite Drainage, Practical theory and Case Studies". Vancouver, British Columbia, Canadá, MDAG Publishing. Chapter 5.4.

Anexo 2

Referencias para más información de prevención, control y tratamiento

Más Información Estrategias y Medidas de Prevención y Control

1. Acid Drainage Technology Initiative (ADTI), 1998. Handbook of Technologies for Avoidance and Remediation of Acid Mine Drainage. J. Skousen, A. Rose, G., Geidel, J., Foreman, R., Evans, W. Hellier, and members of the Avoidance and Remediation Working Group, National Land Reclamation Centre, West Virginia University, Morgantown, WV.
2. Al, T.A., Blowes, D.W., 1999. The hydrogeology of a tailings impoundment formed by central discharge of thickened tailings: implications for tailings management, *Journal of Contaminant Hydrology* 38.
3. Alakangas, L., Andersson, E., Mueller, S., 2013. Neutralization/prevention of acid rock drainage using mixtures of alkaline by-products and sulfidic mine wastes, *Environ SciPollut Res* 20:7907-7916.
4. Andrina, J., Wilson, W., Miller, S., 2009. Behavior of water flow and geochemical mixing in layered waste rock stockpiles: a meso-scale experiment. In: Proc. Securing the Future and 8th Internat. Conf. on Acid Rock Drainage, June 22-26, 2009, Skellefteå, Sweden.
5. Arnold, S., Schneider, A., Doley, D., Baumgartl T, 2014. The limited impact of vegetation on the water balance of mine waste cover systems in semi-arid Australia - Arnold - 2014 - Ecohydrology - Wiley Online Library. Ecohydrology.n/a-n/a. doi:10.1002/eco.1485
6. Arcos, D., von Igel, W., Flores, L.G., Acuña, A., Geo-environmental units (GEUs) in waste dumps from Collahuasi, *Enviromine* 211, 2nd International Seminar on the Environmental Issues in the Mining Industry, 23-25 November 2011, Santiago, Chile.
7. Australia, C.O., 2006. Mine rehabilitation. Canberra.
8. Beck, SW., 2003. Passivation of weathered and fresh sulfidic rock, A thesis for the degree of Master of Science in Metallurgical Engineering, Univ of Neneda, Reno.
9. Benzazoua, M., Bussiere, B., Demers, I., Aubertin, M., Fried, E., Blier, A., 2008. Integrated mine tailings management by combining environmental desulfurisation and cemented paste backfill: application to mine Doyon, Quebec, Canada. *Miner. Eng.* 21, 330-340.
10. Bessho M., Wajima T., Ida T., Nishiyama T., 2011. Experimental study on prevention of acid mine drainage by silica coating of pyrite waste rocks with amorphous silica solution. *Environ EarthSci* 64:311-318.
11. Blowes D.W., Reardon E.J., Jambor J.L., Cherry, J.A., 1991. The formation and potential importance of cemented layers in inactive sulfide mine tailings. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 55, 965-978.
12. Chartrand, M.M.G., 2003. Electrochemical remediation of acid mine drainage. *Journal of Applied Electrochemistry* 33, 259-264. doi:10.1023/A:1024139304342.
13. Cravotta, C.A., K.B.C. Brady, M.W. Smith and R. L. Beam., 1990. Effectiveness of the addition of alkaline materials at surface coal mines in preventing or abating acid mine drainage: Part 1. *Geochemical Considerations*. In Proc. Mining and Reclamation Conference and Exhibition, J. Skousen, J. Sencindiver, D. Samuel, Charleston (Eds.) West Virginia University Publication Services, Morgantown, April 23-26, Vol. 1, pages 221-225, ISBN 0-925500-02-X.
14. Davies, M.P., Lighthall, P.C., Rice, S., Martin, T.E., 2002. Design of Tailings Dams and Impoundments, Keynote Address at Tailings and Mine Waste Practices, SME, AGM, Phoenix, 2002. <http://www.infomine.com/library/publications/docs/Davies2002b.pdf>. Accessed 2/02/2015.
15. Davies, M., 2011. Filtered Dry Stacked Tailings - The Fundamentals, *Proceedings Tailings and Mine Waste 2011 Vancouver, BC, November 6 to 9, 2011*.
16. Demers, Isabelle Demers, I., Bussiere, B., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., 2009. Oxygen diffusion and consumption in low-sulfide tailings covers, *Canadian Geotechnical Journal*, 46, P. 454-469.
17. Dold, B., 2014. Submarine Tailings Disposal (STD)—A Review, *Minerals* 4, 642-666.
18. Duchesne, J., Doye, I., 2005. Effectiveness of Covers and Liners Made of Red Mud Bauxite and/

- or Cement Kiln Dust for Limiting Acid Mine Drainage, *Journal of Environmental Engineering*, Auguts 2005, 1230-1235.
19. Driussi, C., Jansz, J., 2006. Technological options for waste minimization in the mining industry. *J. Clean. Prod.* 14, 682-688.
 20. Edger, P., and Mitchell, P., 2006. The use of microencapsulation to prevent acid rock drainage. Poster paper presented at the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), March 26-30, 2006, St. Louis MO. R.I. Barnhisel (ed.) Published by the American Society of Mining and Reclamation (ASMR), 3134 Montavesta Road, Lexington, KY 40502.
 21. Edraki, M., Baumgartl, T., Manlapig, E., Bradshaw, D., Franks, D., Moran, C., 2014. Designing mine tailings for better environmental, social and economic outcomes: a review of alternative approaches, *Journal of Cleaner Production*, *Journal of Cleaner Production* 84, 411-420.
 22. Elliott, L.C.M., Liu, L., Stogran, S.W., 1997a. Organic cover materials for tailings: do they meet the requirements of an effective long term cover? In: *Proc. 4th Internat. Conf. on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Vancouver, British Columbia, May 31-June 6, 2, pg 811-824.
 23. Evangelou, V., Sainju, U., Portig, E., 1991. Some considerations when applying limestone/rock phosphate materials on to acid pyritic spoils, In: *Proceedings 12th West Virginia surface mine drainage task force symposium*, Morgantown, West Virginia, 3-4 April 1991.
 24. Evangelou VP, Zhang YL., 1995. A review: pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage
 25. Evangelou, VP., 1995b. Potential microencapsulation of pyrite by artificial inducement of ferric phosphate coatings. *J Environ Qual* 24:535-542.
 26. Evangelou, VP., 1996. Oxidation proof silica surface coating iron sulfides. US Patent 5, 494, 703.
 27. Evangelou, VP., 2001. Pyrite microencapsulation technologies: principles and potential field application. *Ecol Eng* 17:165-178.
 28. Faulkner, B.B. and J.G. Skousen. (1995). Effects of land reclamation and passive treatment systems on improving water quality. *Green Lands* 25:34-40.
 29. Fourie, A.B., 2009. Preventing catastrophic failures and mitigating environmental impacts of tailings storage facilities. *Proced.Earth.Planet. Sci.* 1, 1067-1071.
 30. Franks, D.M., Boger, D.V., Cote, C.M., Mulligan, D.R., 2011. Sustainable development principles for the disposal of mining and mineral processing wastes. *Resour. Policy* 36, 114-122.
 31. Germain, D., Tassé, N., 2000: A novel treatment for acid mine drainage, using a wood-waste cover preventing sulphide oxidation. Fifth International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), 21-24 May 2000, Denver, Colorado.
 32. Germain, D., Tassé, N., Cyr, J., 2003. Rehabilitation of Mine Tailings by Simultaneous Prevention of Oxidation and Treatment of Acid Effluents Using a Wood-Waste Cover. 6th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Australia, 12-18 July 2003.
 33. Gonzales, C., Baumgartl, T., Edraki, M., Soliman, A., 2014. Mine Wastes as Cover Materials in a Water-shedding Soil Cover in North-west Queensland. In: *Life-of-Mine 2014 Conference*, Brisbane, QLD, 16-18 July 2014, pp. 261-270.
 34. Grady, J and Bethune, P., 2003: Permanent creek diversion through spoil - Back Creek, Queensland. *AUSIMM Water in Mining Conference Proceedings 2003*, 14-16 + 18-24.
 35. Gray, C.W., Dunham, S.J., Dennis, P.G., Zhao, F.J., McGrath, S.P., 2006. Field evaluation of in-situ remediation of a heavy metal contaminated soil using lime and red-mud, *Environmental Pollution* 142, 530-539.
 36. Guimerà, J., Arcos, D., von Igel, W., 2011. Basis to define the best ARD management plan for mine waste rock, *Enviromine 211*, 2nd International Seminar on the Environmental Issues in the Mining Industry, 23-25 November 2011, Santiago, Chile.
 37. Hawkins, J.W., 1994. Assessment of contaminant load changes caused by re-mining abandoned coal mines. p. 20-29. In: *International Land Reclamation and Mine Drainage Conference*, 24-29 April 1994, USDI, Bureau of Mines SP 06A-94, Pittsburgh, PA.
 38. Harder, L.F., Jr, Kroll, R., Claassen, V., Buck, P.E.F., Berry, A.M., 2010. Investigation of tree root penetration into a levee soil-cement-bento-

- nite slurry cutoff wall, in: Presented at the Association of State Dam Safety Officials - Dam Safety 2010 Proceedings.
39. Harris, D.L., and Lottermoser, B.G., 2006. Phosphate stabilization of polymineralic mine wastes. *Mineralogical Magazine*, 70 (1). pp. 1-13.
 40. Hesketh, A.H., Broadhurst, J.L., Harrison, S.T.L., 2010. Mitigating generation of acid mine drainage from copper sulfide tailings impoundments in perpetuity: a case study for an integrated management strategy. *Miner. Eng.* 23, 225-229.
 41. Huang, L., Baumgartl T, Mulligan, D., 2012. Is rhizosphere remediation sufficient for sustainable revegetation of mine tailings? *Annals of Botany*. doi:10.1093/aob/mcs115
 42. Indraratna, B., 1994. Geotechnical characterization of blended coal tailings for construction and rehabilitation work. *Quarterly Journal of Engineering Geology*, 27, 353-361.
 43. Jenkins, J., D., 2006. Role of Flow and Organic Carbon on Acid Mine Drainage Remediation in Waste Rock, PhD Thesis, University of Colorado, 213 pages.
 44. Kawatra, S.K., Eisele, T.C., 2001. Depression of pyrite flotation by yeast and bacteria. In: Kawatra, S.K., Nagtarjan, K.A. (Eds.), *Mineral Biotechnology: Microbial Aspects of Mineral Beneficiation, Metal Extraction, and Environmental Control*. Society of Mining, Metallurgy and Exploration, Colorado, USA.
 45. Koski, J.A., 2004. Sealing abandoned mine shafts with concrete. PUBLICATION #J941015, Copyright © 1994, The Aberdeen Group.
 46. Leduc, M., and Smith, M.E., 2003. Co -Disposal™ Innovations for Cost Savings and Liability Reduction, Originally published in *The Latin America Mining Record*, July/Aug. 2003.
 47. Levy, D.B., Custis, K.H., Casey, W.H., Rock, P.A., 1997. A comparison of metal attenuation in mine residue and overburden material from an abandoned copper mine, *Applied Geochemistry*, Vol. 12, pp. 203-211.
 48. Li, A., Andruchow, B., Wislesky, I., Olson, E., 2011. Field Testing of Co-Disposal Techniques for Acid Generating Tailings and Waste Rock at Cerro de Maimón Mine, Proceedings Tailings and Mine Waste 2011, Vancouver, BC, November 6 to 9.
 49. Lindsay, W.L. (1979) *Chemical equilibria in soils*, John Wiley, New York.
 50. Lottermoser, BG (2010). *Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts*, 3rd edition, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 400.
 51. Maddocks, G., Newberry, T., Jong, T., Schneider, A., and Verburg, R., 2009. Co-disposal and Insitu Neutralisation of Waste Rock and Tailings: Limiting ARD in Acid Forming Waste Rock, Securing the Future and 8th ICARD, June 22-26, Skelleftea Sweden.
 52. Mauric, Amy, and Lottermoser, Bernd G., 2011. Phosphate amendment of metalliferous waste rocks, Century Pb-Zn mine, Australia: laboratory and field trials. *Applied Geochemistry*, 26 (1). pp. 45-56.
 53. McPhail, G., Noble, A., Papageorgiou, G., Wilkerson, D., 2004. Development and implementation of thickened tailings discharge at Osborne mine, Queensland, Australia. In: Proceedings International Seminar on Paste and Thickened Tailings (Paste 2004), 31 March-2 April 2004, Cape Town, South Africa. Australian Centre for Geomechanics, Perth, p. 33.
 54. McGuire, G., 2003: Managing Mine Closure Risks in Developing Communities — A Case Study, Kelian Equatorial Mining, Indonesia. Mining Risk Management Conference, Sydney, 9-12 Sep 2003.
 55. McIlwaine, L. M., 2007. Assessment of blended waste rock material at Zinifex Century Mine: Consequences for Acid Drainage Generation. Masters Thesis, James Cook University.
 56. Meima, J.A., Graupner, T., Rammelmair, D., 2012. Modeling the effect of stratification on cemented layer formation in sulfide-bearing mine tailings, *Applied Geochemistry* 27, 124-137.
 57. MEND, 1998. Blending and Layering Waste Rock to Delay, Mitigate or Prevent Acid Rock Drainage and Metal Leaching: A Case Study Review. MEND Project 2.37.1.
 58. Mine Environment Neutral Drainage Program (MEND), 1998b. Design Guide for the Subaqueous Disposal of Reactive Tailings in Constructed Impoundments. Report 2.11.9, CANMET.
 59. MEND, 2001. Methods for Delaying the Onset of Acidic Drainage – A Case Study Review. MEND Project 2.37.2.
 60. MEND, 2004. Design, construction and performance monitoring of cover systems for waste rock and tailings. MEND report 2.21.4, volume 1. Natural Resources Canada, pp 86.
 61. MEND, 2007. Macro-scale cover design and performance monitoring manual. MEND report 2.21.5. Natural Resources Canada, pp 108.
 62. Mine Environment Neutral Drainage Program (MEND), 1998b. Design Guide for the Subaqueous Disposal of Reactive Tailings in Constructed Impoundments. Report 2.11.9, CANMET.
 63. Miller, S., Schumann, R., Smart, R., and Rusdinar, Y., 2009. ARD control by limestone induced armoring and passivation of pyrite mineral surfaces, Proceedings of Securing the Future and 8th ICARD International Conference on Acid Rock Drainage Sweden 23-26 June 2009, Online pages 1-11.

64. Mudd, G., Boger, D.V., April 2013. The ever growing case for paste and thickened tailings e towards more sustainable mine waste management. *Aust. Inst. Min. Metall. Bull.* 2, 56-59.
65. PADEP, 1998. Pennsylvania's Comprehensive Plan for Abandoned Mine Reclamation, Bureau of Abandoned Mine Reclamation, PADEP, June, 1998.
66. Palamo, A., Fernaddez-Jimenez, A., Kovalchuk, G., Ordonez, L.M., Naranjo, M.C., 2007. Opc-fly ashcementitious systems: study of gel binder produced during alkaline hydration. *J Mater Sci*, 42:2958-2966
67. Park, J., Edraki, M., Mulligan, D., Jang, H.S., 2014. The application of coal combustion by-products in mine site rehabilitation, *Journal of Cleaner Production* 84, 1 December 2014, 761-772.
68. Parisi D, Horneman J, Rastogi, V., 1994. Use of bactericides to control acid mine drainage from surface operations. In: *Proceedings of the international land reclamation and mine drainage conference*, U.S. Bureau of Mines SP 06B-94, Pittsburgh, PA, pp 319-325.
69. Peppas, A., Komnitsas, K., Halikia, I., 2000. Use of organic covers for acid mine drainage control, *Minerals Engineering*, Vol. 13, No. 5, pp. 563-574.
70. Pérez-López R., Nieto, J.M., Almodovar, G.R., 2007b. Utilization of fly ash to improve the quality of the acid mine drainage generated by oxidation of a sulfide-rich mining waste: column experiments. *Chemosphere* 67:1637-1646.
71. Pimenta de Ávila, 2011. The Drained Stacking of Granular Tailings: A Disposal Method for a Low Degree of Saturation of the Tailings Mass. *Proceedings Tailings and Mine Waste 2011 Vancouver*, BC, November 6 to 9, 2011.
72. Plumlee, G. S., Smith, K. S., Montour, M. R., Ficklin, W. H., and Mosier, E. L., 1999, Geologic controls on the composition of natural waters and mine waters draining diverse mineral deposits, in Plumlee, G. S., and Filipek, L. H., eds., *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits Part B: Case Studies and Research Topics*, *Reviews in Econ. Geology*, vol. 6B: Littleton, CO, Soc. Econ. Geologists, p. 373-409.
73. Raberger, R., and Krammer, G., 2009. How to meet the challenge of tailings filtration, *ENVIROMINE 2009*, 1st International Seminar on International Issues in the Mining Industry, 30 September-2 October 2009, Santiago, Chile.
74. Rashidinejad, F. Naraghi, S., 2011, Tailings disposal options study for Sangan Iron Mine Project - Iran, in *Proceedings of the fifteenth International Conference on Tailings and Mine Waste*, held in Vancouver, BC, November 6-9, pp 757-770.
75. Renton JJ, Stiller AH, Rymer TE, 1988. The Use of Phosphate Materials as Ameliorants for Acid Mine Drainage. From Acid Drainage and Surface Mine Reclamation, Vol. 1: Mine Water and Mine Waste. p 67-75.
76. Rose, S., Elliott, W.C., 2000. The effects of pH regulation upon the release of sulfate from ferric precipitates formed in acid mine drainage, *Applied Geochemistry* 15, 27-34.
77. Sahoo P.K., Kim, K., Equeenuddin, S.M., Powell, M.A., 2013. Current approaches for mitigating acid mine drainage. *Rev Environ Contam Toxicol* 226, 1-32
78. Samaraweera, S., Borden, R., D'Almida, A., Griebel, E., 2006. Mixing of waste rock to lower the release of Mg and SO₄ at Argyle Diomaond Mine, Paper presented at the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), March 26-30, 2006, St. Louis MO. R.I. Barnhisel (ed.) Published by the American Society of Mining and Reclamation (ASMR), 3134 Montavesta Road, Lexington, KY 40502.
79. Sartz, L., Bäckström, M., Sadböm, S., Karlsson, S., Allard, B., 2012. Applicability and suitability of different alkaline by-products in historic mines sites remediation. 9th International Conference on Acid Rock Drainage, Ottawa; 05/2012. Pages 1-12 online.
80. Schoenbrunn, F., Laros, T., 2002. Design Futures and Types of Sedimentation Equipment. In: A.L., Mular, D.N., Halbe, and D.J., Barratt, ed. *Proceedings of the Mineral Processing Plant Design, Practice, and Control*. Vol.2, USA: SME, 1331-1341.
81. Schumann, R., Kawashima, N., Li, J., Miller, S.D., Smart, R., Stewart, W., 2009. Passivating surface layer formation on pyrite in neutral rock drainage, in *Securing the future mining, metals and the environment in a sustainable society*, *Proceedings of 8th ICARD International Conference on Acid Rock Drainage Sweden 23-26 June 2009*, Online pages 1-10.
82. Sahoo P.K., Kim, K., Equeenuddin, S.M., Powell, M.A., 2013. Current approaches for mitigating acid mine drainage. *Rev Environ Contam Toxicol* 226, 1-32
83. Skousen, J.G., R. Hedin, and B.B. Faulkner., 1997. Water quality changes and costs of re-mining in Pennsylvania and West Virginia. p. 64-73. In: 1997 National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, 10-15 May 1997, Austin, TX.
84. Skousen, J., Rose, A., Geidel, G., Foreman, J., Evans, R., Hellier, W., 1998. *Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage*, Published by National Mined Land Reclamation Centre at West Virginia University, 140 pp.
85. Skousen, J., 2000. *Acid Mine Drainage Control*

- and Treatment, in Reclamation of Drastically Disturbed Lands American Society of Agronomy and American Society for Surface Mining and Reclamation. Agronomy No. 41.
86. Smith, R. M., W. E. Grube, T. Arkle, and A. Sobek., 1974. Mine spoil potentials for soil and water quality. U. S. EPA-670/2-74-070, National Environmental Research Center, Cincinnati, OH. 303 p.
 87. Sobek, A.A., W.A. Schuller, J.R. Freeman, and R.M. Smith, 1978. Field and Laboratory Methods Applicable to Overburden and Minesoils. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH.EPA-600/2-78-054.
 88. Struthers, S., Brumle, J., Taylor, G., 1997. An Integrated System for Recycling Base Metal Tailings. Paper presented at the 1997 Annual Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation Austin, Texas, May 11-16, pp. 579-592.
 89. Stimpfl, M., Carrigan, M.L., McLeary, M.B., Taylor, J.R., 2009. Approaches to acid and metalliferous drainage management- implications of short-term trials for long-term remediation, In A.B. Fourie, M. Tibbett (eds) Mine Closure, Proceedings of the 4th International Conference on Mine Closure, 9-11 September 2009, Perth, Australia, Australian Centre for Geomechanics, Perth, p. 273-284.
 90. Taylor J, Guthrie, B, Murphy N and Waters J. (2007). Alkalinity producing cover materials for providing sustained improvement in water quality from waste rock piles. 7thICARD, March 26-30, 2006, St. Louis Mo. published by ASMR, 3134 Montavesta Rd., Lexington, KY 40502.
 91. Topal, E., Williams, D., zhang, N., 2009. Development and validation of a waste rock dumping optimisation model. in Securing the future mining, metals and the environment in a sustainable society, Proceedings of 8th ICARD International Conference on Acid Rock Drainage Sweden 23-26 June 2009, Online pages 1-11.
 92. Tuazon, D., Corder, G.F., 2008. Life cycle assessment of seawater neutralised red mud for treatment of acid mine drainage, Resources, Conservation and Recycling 52, 1307-1314.
 93. US EPA, 2008. Mine Waste Technology Program Electrochemical Tailings Cover. EPA/600/R-08/095 July 2008.National Service Center for Environmental Publications (NSCEP)
 94. Verburg, B.M., 2001. Use of paste technology for tailings disposal: potential environmental benefits and requirements for geochemical characterization. In: Proceedings of the International Mine Water Association Symposium, 2001.
 95. Williams, D.J. and Currey, N.A. 2002. Engineering Closure of an Open Pit Gold Operation in a Semi-Arid Climate. International Journal of Mining, Reclamation and Environment, Vol. 16, No. 4, pp. 270-288.
 96. Williams, D.J., Stolberg, D.J., and Currey, N.A., 2006. Long-term performance of Kidston's store/release cover system over potentially acid forming waste rock dumps, Paper presented at the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), March 26-30, 2006, St. Louis MO. R.I. Barnhisel (ed.) Published by the American Society of Mining and Reclamation (ASMR), 3134 Montavesta Road, Lexington, KY 40502, P. 2385-2396.
 97. Wilson, G.W., Miskolczi, J., Dagenais, Levesque, I., Smith, Q., Lanteigne, L., Hulett, L., Landriault, D., 2006. The application of blended waste rock and tailings for cover systems in mine waste management, In R.I. Barnhisel (ed.), Proceedings of 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), March 26-30, 2006, St. Louis MO. Published by the American Society of Mining and Reclamation (ASMR), 3134 Montavesta Road, Lexington, KY 40502, p. 2424-2438.
 98. Wilson, G. W., Wickland, B., Palkovits, F. and Longo, S. 2009. The implementation of paste rock systems for preventing acid rock drainage from waste rock and tailings impoundments. ICARD '09.
 99. Wislesky, I and Li, A. L. 2008. Innovative mine waste disposal in two distinctly different settings. Proceedings of the 12th International Conference on Tailings and Mine Waste, Vail, Colorado, USA., 19-22 October, 2008, pp. 83 - 93.
 100. Wong, M.H., 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. Chemosphere 50,775-780

Más Información Tratamientos Pasivos

1. Bagnall, J., Clough Foot Minewater Treatment Scheme delivering environment improvements within the Upper Calder valley. Waste water Treatment & Sewerage: 151-154.
2. Bowden, L. I., Johnson, K. L., Jarvis, A. P., Robinson, H., Ghazireh, N. and Younger, P. L., 2006. The use of basic oxygen steel furnace slag (bos) as a high surface area media for the removal of iron from circum neutral mine waters. In: Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD). St. Louis, Missouri: 25-30.
3. Howell, R. J., 2004. A review of sulphate removal options for mine waters. Proceedings of Mine Water, 75-88.
4. Cortina, J. L., Fiúza, A. M., Silva, A., and Litter, M. I., Tecnologías de tratamiento in-situ de aguas subterráneas. Capítulo 7

5. Environment Agency, 2012. Mitigation of pollution from Abandoned Metal Mines, Part 1: Review of passive treatment technologies for metal mine drainage remediation.
6. Environmental Stewardship Initiative (ESI) of the Canada Mining Innovation Council (CMIC), 2014. Pre-Feasibility Report of the ESI Closure Working Group
7. Fundación Chile, 2010. Catastro de tecnologías, proyecto Consultoría de Apoyo a los Procesos de Normas Ambientales en Sistemas Hídricos: Estimación de Costos de Abatimiento de Contaminantes en Residuos Líquidos, para la Comisión Nacional de Medio Ambiente, CONAMA.
8. International Network for Acid Prevention (INAP), 2003. Treatment of Sulphate in Mine Effluents. LORAX Environmental Report.
9. International Network for Acid Prevention (INAP), 2012. GARD Guide. Chapter 7. 5. Mine Drainage Treatment Technologies. <http://www.gardguide.com/>
10. Jarvis, A. P., Gandy, C. J. and Gray, N. D., 2012. Mitigation of pollution from abandoned metal mines Part 1: Review of passive treatment technologies for metal mine drainage remediation. Environment Agency.
11. Johnson, D. B., and Hallberg, K. B., 2005. Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the total environment* 338(1): 3-14.
12. Kruse, N. A., Mackey, A. L., Bowman, J. R., Brewster, K. and Riefler, R. G., 2012. Alkalinity production as an indicator of failure in steel slag leach beds treating acid mine drainage. *Environmental earth sciences*.
13. López Pamo, E., Aduvire, O. and Baretino, D., 2002. Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. *Boletín Geológico y Minero* 113 (1): 3-21.
14. Mine Environment Neutral Drainage (MEND), 2000. Mend manual volume 5 – treatment mend 5.4.2e.
15. Moorhouse, A. M., Wyatt, L. M., Watson, I. A., and Hill, S., 2013. A high surface area media treatment trial of a circum-neutral, net alkaline coal mine discharge in the South Derbyshire Coal Field (UK) using hydrous ferric oxide. *Reliable Mine Water Technology IMWA 2013*
16. National Small Flows Clearinghouse, 1997. Pipeline, small community wastewater issues explained to the public. Spring8 (2).
17. PIRAMID Consortium, 2003. Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters. European Commission 5th Framework RTD Project no. EVK1-CT-1999-000021 "Passive in-situ remediation of acidic mine / industrial drainage" (PIRAMID). University of Newcastle Upon Tyne, Newcastle Upon Tyne UK. 166p.
18. Skousen, J., 1997. Overview of passive systems for treating acid mine drainage. *Green Lands* 27(4): 34-43.
19. Taylor, J., Pape, S. and Murphy, N., 2005. A Summary of Passive and Active Treatment Technologies for Acid and Metalliferous Drainage (AMD). Prepared for the Australian Centre for Minerals Extension and Research (ACMER), EARTH SYSTEMS PTY LTD, Australian Business Number 29 006 227 532.
20. Taylor, J., Guthrie, B., Murphy, N., and Waters, J., 2006. Alkalinity producing cover materials for providing sustained improvement in water quality from waste rock piles. In *Proceedings of the 7th international conference on acid rock drainage (ICARD)*: 26-30.
21. The Minerals Coordinating Committee (MCC), 2001. *Environmental Mine Waste Management: Strategies for the Prevention, Control, and Treatment of Problematic Drainages Volume 1 of 2*.
22. Younger, P. L., 2000. The adoption and adaptation of passive treatment technologies for mine waters in the United Kingdom. *Mine Water and the Environment* 19(2): 84-97
23. Younger, P. L., Jayaweera, A., Elliot, A., Wood, R., Amos, P., Daugherty, A. J. and Johnson, D. B., 2003. Passive treatment of acidic mine waters in subsurface-flow systems: exploring RAPS and permeable reactive barriers. *Land Contamination and Reclamation* 11(2): 127-135.
24. Ziemkiewicz, P. F., Skousen, J. G., and Simmons, J., 2003. Long-term performance of passive acid mine drainage treatment systems. *Mine Water and the Environment* 22(3): 118-129.

Más Información Tratamientos Activos

1. Armellini, F. J., and Teste, J. W., 1991. Experimental methods for studying salt nucleation and growth from supercritical water. *The Journal of Supercritical Fluids* 4(4): 254-264.
2. Bendezú, S., Oyague, J., Romero, A., García, R., Muñoz, Y. and Escalon, N., 2005. Adsorción de cromo desde efluentes de curtiembres por carbones activados preparados desde cáscaras de coco por activación química como KOH y ZnCl₂. *Journal of the Chilean Chemical Society* 50(4): 677-684.
3. Bhattacharyya, D. and Chen, L. F., 1986. Sulfide precipitation of Nickel and other heavy metals from single- and multi-metal systems. EPA/600/S2-86/051.
4. Bowell, R. J., 2004. A review of sulfate removal

- options for mine waters. Proceedings of Mine Water: 75-88.
5. Broschek, U., Vidal, C., Bravo, L., and Zuñiga, G., 2009. MILAF: Integral Management of arsenical sludge, treatment and recovery of by-products of acid waters from smelter plants. International Mine Water Association IMWA
 6. Broschek, U., 2013. Desarrollo de soluciones innovadoras para enfrentar los desafíos de la gestión hídrica en el sector productivo. Water week LA.
 7. Burkell, J. E. and Warren, I. H., 1987. Production of sodium chlorate. United States Patent N° 4,702,805.
 8. Caturla, F., Molina-Sabio, M. and Rodriguez-Reinoso, F., 1991. Preparation of activated carbon by chemical activation with ZnCl₂. Carbon 29(7): 999-1007.
 9. Department of water affairs, Republic of South Africa, 2013. Feasibility study for a long-term solution to address the acid mine drainage associated with the east, central and west rand underground mining basins options for the sustainable management and use of residue products from the treatment of AMD.
 10. Dill, S., Cowan, J., Wood, A. and Bowell, R. J., 1998. A review of sulfate removal options from mine waters. IMWA Proceedings.
 11. Fundación Chile, 2010. Catastro de tecnologías, proyecto Consultoría de Apoyo a los Procesos de Normas Ambientales en Sistemas Hídricos: Estimación de Costos de Abatimiento de contaminantes en Residuos Líquidos, para la Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA).
 12. Gao, P., Chen, X., Shen, F. and Chen, G., 2005. Removal of chromium (VI) from wastewater by combined electrocoagulation-electroflotation without a filter. Separation and purification Technology 43(2): 117-123.
 13. Greben, H. A., Baloyi, J., Sigama, J., & Venter, S. N., 2009. Bioremediation of sulphate rich mine effluents using grass cuttings and rumen fluid microorganisms. Journal of Geochemical Exploration 100(2): 163-168.
 14. International Network for Acid Prevention (INAP), 2003. Treatment of Sulphate in Mine Effluents. LORAX Environmental Report.
 15. International Network for Acid Prevention (INAP), 2012. GARD Guide. Chapter 7. 5. Mine Drainage Treatment Technologies. <http://www.gardguide.com/>
 16. Johnson, D. B., and Hallberg, K. B., 2005. Acid mine drainage remediation options: a review. Science of the total environment 338(1): 3-14.
 17. Kore, J. P. And Syversen, U., 1995. State-of-the-art electroflocculation. Filtration and Separation 32(2): 153-146.
 18. Lawrence, R. W., Kratochvil, D. and Ramey, D., 2005. A new commercial metal recovery technology utilizing on-site biological H₂S production. Proceedings-HydroCopper: 23-25.
 19. Lewis, A. E., 2010. Review of metal sulphide precipitation. Hydrometallurgy 104(2): 222-234.
 20. Martinto, O. E. P., and Alonso, M. J. C., 2001. Oxidación en agua supercrítica (OASC): aplicación a la eliminación de aguas residuales industriales. In El agua, un bien para todos: conservación, recuperación y usos: 6ª Jornadas Ambientales-Ediciones Universidad de Salamanca: 265-280.
 21. Mine Environment Neutral Drainage (MEND), 2000. Mend manual volume 5 – treatment mend 5.4.2e
 22. Mintek, SA., SAVMIN Process, 2014. <http://www.mintek.co.za/wp-content/uploads/2014/10/SAVMIN-Process.pdf>
 23. Mortazavi, S., 2008. Application of Laboratories Membrane Separation Technology to Mitigation of Mine Effluent and Acidic Drainage. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Program.
 24. Namasivayam, C., and Sureshkumar, M. V., 2007. Removal of Sulphate from Water and Wastewater by Surfactant-modified Coir Pith. An Agricultural Solid Waste by Adsorption Methodology. Journal of environmental engineering and management 17(2): 129.
 25. Pall Corporation, 2012. Tratamiento de Aguas en la Industria Minera, Tecnologías de Separación y Filtración para Tratamiento de Aguas en Minería.
 26. PIRAMID Consortium, 2003. Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters. European Commission 5th Framework RTD Project no. EVK1-CT-1999-000021 "Passive in-situ remediation of acidic mine / industrial drainage" (PIRAMID). University of Newcastle Upon Tyne, Newcastle Upon Tyne UK. 166p.
 27. Poon, C. P., 1997. Electroflotation for groundwater decontamination. Journal of hazardous materials 55(1): 159-170.
 28. Proyecto MILAF: Desarrollo de una Tecnología Innovadora para el Manejo Integral de Lodos Arsenicales, Tratamiento y Valorización de Residuos de Efluentes Ácidos de Fundiciones. (2007). INNOVA CHILE. Corfo
 29. Robertson, A. MacG. and Rohrs, R. G., 1995. Sulphate removal of acid mine water after lime treatment. Sudbury '95, Conference on Mining and the Environment.
 30. Robinson, A. K. and Sum, J. C., 1980. Sulfide precipitation of heavy metals. EPA-600/2-80-139.
 31. Rodríguez-Fuentes, G., and Iznaga, I. R., 2002. Eliminación de metales tóxicos mediante zeolitas

- naturales. Laboratorio de Ingeniería de Zeolitas, IMRE Universidad de La Habana
32. Ruthel; W. W. and Bommaraju, T. V., 1992. Sulfate removal from chlorate liquor. United States patent N° 5,108,722.
 33. Sasson, M. B., Calmano, W. And Adin, A., 2009. Iron-oxidation processes in aelectroflocculation (electrocoagulation) cell. *Journal of hazardous materials* 171(1): 704-709.
 34. Taylor, J. and Waters, J., 2003. Treating ARD – how, when, where and why. *Min. Environ. Manag.* 11: 6-9.
 35. The Minerals Coordinating Committee (MCC), 2001. *Environmental Mine Waste Management: Strategies for the Prevention, Control, and Treatment of Problematic Drainages* Volume 1 of 2.
 36. Vidal, C., Broschek, U., Zuñiga, G., and Bravo, L., 2009. Zeotreat: multifunctional adsorbents for metal and sulphate removal in mining wastewaters from copper industry, chilean case. *Abstracts of the International Mine Water Conference, Pretoria, South Africa*

Anexo 3

Generalidades del muestreo: programa de muestreo y fichas de muestreo en terreno

Programa de Muestreo

Como punto de partida y de manera general, un muestreo se debe planificar a través de un **Programa de Muestreo**, cuyo contenido debe estar referido a la actividad específica a realizar, de manera tal que se establezca un cronograma para su desarrollo. A continuación, se presentan una serie de recomendaciones necesarias a la hora de la planificación de un Programa de Muestreo.

- *Definición de los objetivos del muestreo.* Los objetivos de muestreo se deben definir al inicio del programa y dependerán por ejemplo, del tipo de instalación a muestrear, de la etapa del ciclo de su vida útil, de si el muestreo va dirigido a una fuente existente o por el contrario responde a la planificación de su emplazamiento, del tipo de receptor al que se dirige o según los análisis a realizar, entre otros.
- *Elección de un equipo multidisciplinario.* Tanto la planificación como el desarrollo del muestreo lo debe realizar un equipo multidisciplinario de especialistas, quienes definan los pasos a seguir. Asimismo, es importante la difusión del programa a todo el equipo, que deberá tener conocimiento acerca de los objetivos y estrategia del muestreo, así como de los riesgos asociados al desarrollo del muestreo.
- *Toma de muestras representativas.* La toma de muestras debe representar el total de la unidad a evaluar y por tanto la diversidad de materiales en caso que sea necesario. Así, el muestreo representativo está relacionado con el número de muestras a recolectar (Instituto Nacional de Ecología, México, 2005). En este contexto, las técnicas deben ser las adecuadas para garantizar la calidad del muestreo y evitar contaminaciones.
- *Determinación del número de muestras.* El equipo de profesionales expertos determinará el número de muestras, que dependerá de varios factores como el objeto del muestreo, geología y características físico-químicas, tamaño y uniformidad de las unidades geológicas (MEND, 1994) y de las fuentes, seguridad, etc.
- *Localización puntos de muestreo.* Los puntos de muestreo se deberán localizar en sectores accesibles por el personal a cargo, verificando las condiciones de riesgo y las facilidades en el acceso a los lugares identificados (Manual de Muestreo para la Exploración, Minería Subterránea y Rajo Abierto, 2007). Además, debiera ser flexible para permitir modificaciones como respuesta a contratiempos y/o cambios que pudieran surgir durante el desarrollo del muestreo.
- *Definición del tipo de matriz.* Hay que identificar y describir el tipo de fuente a muestrear y los potenciales receptores; determinar sus características, por ejemplo, si son homogéneos o heterogéneos, magnitud (tamaño), estabilidad, etc.
- *Elección del tipo de muestras.* Establecer si se tomarán muestras simples o compuestas (compósitos), superficiales o profundas, frescas u oxidadas, etc., sin olvidar la representatividad en el muestreo. La decisión dependerá de las características de la fuente o receptores a muestrear y del criterio que el especialista o especialistas consideren oportuno. La cantidad de muestra necesaria dependerá del tipo de análisis y, además, se deben considerar los propios requerimientos que tienen los laboratorios, teniendo en cuenta que estos pueden cambiar de uno a otro. En general, se recomienda tomar muestras frescas. Además, las muestras puntuales se recomiendan por sobre los compósitos, para así poder definir la variabilidad de las unidades presentes en una fuente potencialmente generadora de DM.
- *Selección del tipo de ensayos.* Definir el tipo de análisis o test que se quieran realizar de acuerdo a lo establecido en los objetivos del muestreo.
- *Elección de los equipos y técnicas de muestreo.* La selección adecuada de los equipos y técnicas es determinante para el éxito del muestreo, siempre acorde con los objetivos establecidos.
- *Documentación.* El programa de muestreo debe quedar bien documentado (MEND, 2001). Se recomienda el uso de fichas de control (Véase Anexo 3).

Fichas para Muestreo en Terreno) como metodología del muestreo. Asimismo, los procesos de análisis pudieran ser reevaluados en el tiempo de acuerdo a las necesidades, por lo que es adecuado que los puntos de muestreo puedan ser localizados en fechas posteriores, siempre que sea posible. Es importante la utilización de métodos de apoyo como Sistemas de Información Geográfica (SIG), georreferenciación de los puntos de muestreo, apoyo fotográfico, etc.

- *Selección de la metodología de muestreo.* La metodología seleccionada debe ser descrita en detalle y justificada con el respaldo técnico respectivo, con la finalidad de facilitar la etapa de interpretación de resultados y visualizar la validez de la investigación.

En general, no hay una manera única de diseñar un programa de muestreo, sino que puede ser abordado desde diferentes ángulos, teniendo en cuenta, por ejemplo, el propio juicio del experto o los recursos disponibles, y es común que las decisiones sean discutidas por ejemplo en lo referido al tipo de muestreo y el número mínimo de muestras a recolectar. Por otro lado, es importante destacar que el muestreo debe ser considerado como una actividad "dinámica", ya que puede cambiar durante el desarrollo del programa de muestreo, considerando que los objetivos y la estrategia deben ser revisados, pudiendo ser actualizados.

Existen otras consideraciones muy importantes que se deben tener en cuenta a la hora de realizar un muestreo. Estas consideraciones son:

La importancia de la estadística. La estadística es una herramienta clave a la hora de realizar un muestreo y se recomienda su aplicación no sólo en el diseño de un plan de muestreo, sino también en el análisis de la información generada. La bibliografía en referencia a su aplicación en ciencia es muy amplia e imposible de abarcar de manera específica en la presente Guía. Las nociones más básicas y aplicables a la EQ definen al muestreo como la acción de recoger muestras representativas, seleccionando una pequeña parte previamente determinada, del total de la fuente o receptor a muestrear para poder inferir el valor de una o varias características del conjunto

según convenga, como información necesaria para la toma de decisiones en la gestión integral de la EQ.

A continuación, un breve resumen de los principales tipos de muestreo que se pueden aplicar tanto en las potenciales fuentes generadoras como en receptores (Instituto Nacional de Ecología, México, 2005):

- **Muestreo No Probabilístico (NP)** o "a juicio": el diseño del muestreo se realiza según criterio personal del experto o expertos que participan en el diseño del programa de muestreo. En principio este criterio es aplicable para todo tipo de fuentes con potencial para generar DM y para los potenciales receptores considerados. El muestreo no probabilístico está absolutamente condicionado a la experiencia de los especialistas encargados de la toma de decisiones.

- **Muestreo Probabilístico (P):**

- **Aleatorio Simple:** selección de "n" fragmentos o unidades de un total de modo que todas las muestras tengan la misma probabilidad de ser elegidas. Este tipo de muestreo se utiliza en casos en que se tiene poca información de la fuente a muestrear. Se basa en la teoría de las probabilidades y requiere de un análisis estadístico.

- **Aleatorio Sistemático:** las extracciones de las muestras se determinan siguiendo una regla fija, como por ejemplo, marcar una equidistancia fija entre los puntos de muestreo (cm, m, km) o tomar la muestra según intervalos de tiempo determinados (s, min, h).

- **Aleatorio Estratificado:** el total se subdivide en partes o estratos con características comunes, y en cada una de estas divisiones se procede a realizar un muestreo NP o P (aleatorio simple o sistemático). Para este tipo de muestreo es importante contar con una buena y completa información para que la división considerada sea la adecuada.

Manejo de Muestras Recolectadas. El manejo de las muestras recolectadas debe considerar la preparación, el traslado de las muestras al laboratorio o

lugar de análisis y su almacenaje. Si la muestra no se trata adecuadamente, evitando cualquier contaminación que pueda suponer la alteración de sus condiciones reales, puede significar que todo el esfuerzo dedicado sea en vano.

Las muestras deben ser correctamente identificadas y es aconsejable completar una ficha de muestreo o un checklist para llevar un control durante el muestreo (*Véase Anexo 3. Fichas para el Muestreo en Terreno*). Se recomienda que la ficha contenga como mínimo los siguientes ítems: Identificador de la muestra (ID), fecha de muestreo, nombre de la persona que realiza el muestreo, tipo de fuente o receptor (botadero, relave, efluente, etc.), tipo de muestra (simple o compuesta), ubicación del punto de muestreo (coordenadas geográficas), profundidad de la muestra, método de extracción, observaciones del estado de la muestra (color, precipitados, estado de meteorización, etc.), observaciones del entorno del lugar de muestreo, observaciones sobre el acondicionamiento para el transporte de las muestras hasta el laboratorio, otros.

Control de Calidad en el Muestreo. El aseguramiento de la calidad (QA, Quality assurance) se puede defi-

nir como el proceso para asegurar que toda la información y las decisiones basadas en esa información son técnicamente sólidas, estadísticamente válidas y adecuadamente documentadas. Los procedimientos del control de calidad (QC, Quality control) son las herramientas empleadas en la evaluación cuantitativa de la precisión y exactitud de los datos. (INECC-CAA, 2010, MEND, 1992)

Seguridad en el Muestreo. El muestreo, principalmente en las fuentes potencialmente generadoras de DM, viene condicionado en numerosas ocasiones por la seguridad de las personas encargadas de realizar la toma de muestras, incluso un programa de muestreo a veces puede ser inviable debido a este aspecto. De tal manera que es necesario evaluar las diversas condiciones que se pueden presentar en los muestreos, realizando una identificación y evaluación de los riesgos, planificando y asegurando la elección y el uso más adecuado de los Equipos de Protección Personal (EPP) en función de los peligros existentes. En forma paralela es indispensable verificar que el estado de los equipos de muestreos sea apto para su uso y no generen un peligro adicional para los usuarios durante el muestreo.

Fichas para Muestreo en Terreno

A continuación, se presentan dos tipos de fichas orientativas para la toma de muestras en terreno. La primera, para el muestreo en fuentes potencialmente generadoras de DM y la segunda, para el muestreo en efluentes superficiales.

Ficha de Muestreo para Fuentes Potencialmente Generadoras

Proyecto: _____
Profesionales a cargo: _____

1. Datos muestra

ID muestra: _____ Fecha: _____ Hora: _____
Coordenadas geográficas: _____ Identificación de fotos: _____

2. Descripción muestra

Tipo de fuente generadora: *botadero de estériles, rípios de lixiviación, tranque de relaves, etc.* _____
Tipo de muestra: *simple o compuesta* _____
(Si es compuesta indicar área, volumen y largo de la muestra, y el sector muestreado)
Peso aproximado (kg): _____ Profundidad (cm): _____

Observación visual de la muestra:

Cualquier observación que se considere importante indicar: color, textura, granulometría aparente, presencia de oxidación, presencia de humedad, rocas fracturadas, minerales que puedan ser observados y reconocidos a simple vista, etc.

Pruebas químicas in-situ:

Grado de efervescencia al reaccionar con HCl: *nulo, bajo, moderado y/o alto* _____
pH del agua de poro o lixiviado: *pH aproximado de esta medición y con qué se realizó (sonda o papel pH)* _____

3. Descripción del sitio de muestreo

Observación visual del área:

Cualquier observación que se considere importante: instalación minera de donde se obtuvo la muestra (indicar y especificar que parte de esta instalación, p. ej. Tranque de relaves, lugar de descarga de éstos), clima, indicar si se obtuvo desde una calicata o perforación con barreno (por ejemplo), indicar si la zona de muestreo se encuentra en contacto con fuentes de agua, actividades cercanas, etc.

4. Instrumentos utilizado para el muestreo: *equipos y técnicas de muestro* _____

Ficha de Muestreo de Efluentes Superficiales

Proyecto: _____

Profesionales a cargo: _____

1. Datos muestra

ID muestra: _____ Fecha: _____ Hora: _____

Coordenadas geográficas: _____

Identificación de fotos: _____

Indicar parámetros a analizar en laboratorio: _____

2. Descripción muestra

Tipo de muestra: _____

Volumen aproximado (ml): _____ Profundidad del cauce (cm): _____

Duplicado: ID de éste en caso que aplique

Observación visual de la muestra

Cualquier observación que se considere importante y que pueda ser realizada en terreno: Color, olor, presencia de material en suspensión, presencia de precipitados, presencia de algas, turbidez visual, etc.

3. Descripción del sitio de muestreo

Cualquier observación que se considere importante: Indicar la instalación minera donde se muestrea (p. ej. tranque de relaves) o lugar de muestreo (p. ej. río, embalse), actividades cercanas, clima, indicar si hay contacto con otras fuentes, etc.

4. Parámetros fisicoquímicos *in-situ*

Medición	pH	Temperatura (C°)	Conductividad eléctrica (µS/cm)	Sólidos Totales Disueltos (ppm)	Potencial Redox (mV)
1					
2					
3					

Además de los parámetros indicados en la tabla anterior, se pueden agregar otros, como por ejemplo Oxígeno disuelto, flujo del cauce, etc. Según se requiera.

5. Instrumento(s) utilizados(s) para la medición: _____

9

EQUIPO DE TRABAJO

Equipo de trabajo

Fundación Chile

Raquel Charte Gascón
María Carolina Soto
Angela Oblasser
Carla Calderón Rosas
Jutta Hoppe
Natalia Farfán Salazar
Cristóbal Girardi Lavín
Cecilia Vidal Cruz
Juan Ramón Candia Jorquera

Sernageomin

Lilian Valdebenito Valenzuela
Ana Luisa Morales Mella
Vinka Rakela Aranza
Elizabeth Cortes Casanova
Marcela Mella Cordova
Juan Lacassie Reyes

Colaboradores

Jorge Campos Guala (Minería y Medio Ambiente Ltda., Chile)
María Elena Bastidas (Consultor independiente, Chile)
Mansour Edraki (Sustainable Minerals Institute. University of Queensland, Australia)
Thomas Baumgartl (Sustainable Minerals Institute. University of Queensland, Australia)
Luis Bravo Rojas (Consultor independiente, Chile)

Asimismo agradecer por su gran aporte la participación de Guillermo Aguirre, May-Lin Almendras, Cristian Borie, Cesar Bustos, Javier Cruz, Marcela Curotto, Martín Colil, Bruno Pacheco, Roberto Ponce, Paula Ramírez, Leyla Weibel, Víctor Valdebenito y Jacques Wiertz. Y a los revisores internacionales Terrence Chatwin, Linda Figueroa, Adam Jarvis, David Jones, Gilles Tremblay y David Williams.



Proyecto apoyado por

