

**MINISTERIO DE INDUSTRIA Y ENERGIA**

**SECRETARIA DE LA ENERGIA  
Y RECURSOS MINERALES**

**MINISTERIO DE EDUCACION Y CIENCIA**

**UNIVERSIDAD POLITECNICA  
DE MADRID**

## **ABANDONO DE MINAS IMPACTO HIDROLOGICO**



**INSTITUTO GEOLOGICO Y MINERO DE ESPAÑA  
E.T.S. DE INGENIEROS DE MINAS**

**RAFAEL FERNANDEZ - RUBIO  
SERGIO FERNANDEZ LORCA  
JORGE ESTEBAN ARLEGUI**

**CATEDRA DE HIDROGEOLOGIA  
1986**

**MINISTERIO DE INDUSTRIA Y ENERGIA**

**SECRETARIA DE LA ENERGIA  
Y RECURSOS MINERALES**

**MINISTERIO DE EDUCACION Y CIENCIA**

**UNIVERSIDAD POLITECNICA  
DE MADRID**

**ABANDONO DE MINAS  
IMPACTO HIDROLOGICO**

**INSTITUTO GEOLOGICO Y MINERO DE ESPAÑA  
E.T.S. DE INGENIEROS DE MINAS**

**RAFAEL FERNANDEZ - RUBIO  
SERGIO FERNANDEZ LORCA  
JORGE ESTEBAN ARLEGUI**

**CATEDRA DE HIDROGEOLOGIA  
1986**

## I N D I C E

	<u>Página</u>
<b>I <u>INTRODUCCION</u></b>	<b>1</b>
1. Planteamiento	1
2. Enfoque del libro	2
3. Puntos de partida	3
4. Ejecución	4
 <b>II <u>AGUAS ACIDAS DE MINA (AAM)</u></b>	 <b>6</b>
1. Introducción	6
1.1 Planteamiento del problema	6
1.2 Standards de aguas limpias	8
1.3 Situación actual del problema	10
 2. Impacto ambiental de las aguas ácidas de mina	 11
2.1 Impacto estético y recreacional sobre el ecosistema fluvial	 11
2.2 Degradación de aguas potables e indus- triales	 15
2.3 Envenenamiento lento de lagos	18
 3. Formación de aguas ácidas de mina	 20
3.1 Origen y generalidades	20
3.2 Aspectos químicos	23
3.3 Oxidación bacteriana. Bacterias y condi- ciones de vida	 26
3.4 Factores que influyen en la lixiviación bacteriana	 30
3.4.1 Efecto del pH	31
3.4.2 Oxígeno y dióxido de carbono	32

3.4.3	Temperatura	32
3.4.4	Concentración de bacterias	33
3.4.5	Nutrientes	33
3.4.6	Tamaño de los granos de pirita	35
3.4.7	Factores mineralógicos	36
3.4.8	Tolerancias a los metales	36
3.4.9	Formación de minerales secundarios	36
3.4.10	Presión y luz	37
4.	Minería productora de aguas ácidas	37
4.1	Minería de la pirita	37
4.2	Minería de sulfuros complejos	38
4.3	Minería del uranio	39
4.4	Minería del carbón	40
4.5	Panorama final	40
5.	Técnicas de control de las aguas ácidas de mina	41
5.1	Técnicas preventivas	41
5.2	Técnicas preventivas aplicables a minería subterránea	42
5.2.1	Inundación de minas	43
5.2.1.1	Concepto y resultados	43
5.2.1.2	Viabilidad de la inundación de una mina abandonada	48
5.2.1.3	Cierres de mina	51
5.2.1.4	Sellado de sondeos abandonados	55
5.2.1.5	Inundación con neutralización natural	57
5.2.2	Reducción del aporte de agua a la mina	59



5.2.2.1 Descripción del método	59
5.2.2.2 Aplicabilidad de la impermeabilización y del desagüe	60
5.2.2.3 Desvío superficial de aguas	61
5.2.2.4 Sellado de grietas y sondeos	63
5.2.2.5 Impermeabilización de galerías	63
5.2.2.6 Drenaje gravitatorio a través de sondeos	64
5.2.2.7 Interconexión de acuíferos	66
5.3 Técnicas preventivas aplicables a minas a cielo abierto	69
5.3.1 Introducción	69
5.3.2 Predicción del potencial de formación de aguas ácidas	74
5.3.2.1 Análisis de laboratorio	75
5.3.2.2 Ensayos de meteorización simulada	77
5.3.3 Descripción de las técnicas preventivas	80
5.3.3.1 Desvío de aguas superficiales (surface water diversion)	80
5.3.3.2 Sellado con arcilla (clay seals)	81
5.3.3.3 Compactación del relleno	84
5.3.3.4 Impermeabilización superficial de escombreras	86
5.3.3.5 Manipulación selectiva del estéril (overburden selective placement)	88
5.3.3.6 Colocación de lechos de caliza en el relleno	93
5.3.3.7 Inhibición bacteriana	95

i)	Inhibición bacteriana biológica	97
ii)	Inhibición bacteriana por deter_ gentes aniónicos (SLS)	98
iii)	Bactericidas de efectos retardados	106
iv)	Inhibición bacteriana mediante sustancias orgánicas conservantes	115
5.3.3.8	Inyección alcalina (alkaline injection)	121
5.4	Técnicas correctoras	125
5.4.1	Introducción	125
5.4.2	Plantas de neutralización química	126
5.4.2.1	Proceso de tratamiento	126
5.4.2.2	Plantas convencionales	129
5.4.2.3	Plantas de vanguardia: ILS (in-line system)	135
5.4.3	Plantas de tratamiento por intercambio iónico	140
5.4.4	Plantas de tratamiento por ósmosis inversa	142
5.4.5	Tratamiento biológico con Desulphovibro desulphicans	145
5.4.6	Tratamiento mediante musgo de Sphagnum y caliza	146
5.4.7	Neutralización natural con aguas fluviales (control "sinérgico" de las aguas ácidas de drenaje).	150
6.	Problemas planteados por metales distintos del hierro en el tratamiento de AAM	154
6.1	Manganeso	154
6.1.1	Precipitación del manganeso. Fundamentos hidrogeoquímicos	154
6.1.2	Química de la extracción del manganeso	156
6.2	Otros materiales	157

7. Algunos casos reales	164
7.1 Faulheads, Escocia, Gran Bretaña	166
7.2 Río Girvan, Dalquharran, Escocia, Gran Bretaña	169
7.3 Pennsylvania, EE.UU.	174
7.4 Shasta-Keswick Lakes, EE.UU.	181
7.5 Shullsburg, Wisconsin, EE.UU.	186
7.6 Tar Creek, EE.UU.	196
7.7 Bunker Hill, Idaho, EE.UU.	202
7.8 Captains Flat, Cambera, Australia	207
 <b>III <u>CONTAMINACION POR URANIO</u></b>	 215
 <b>IV <u>CONTAMINACION POR SALES</u></b>	 218
1. Introducción	218
2. Características y origen de las salmueras en minas de sal	219
3. Contaminación originada por salmueras de mina y escombreras salinas	223
5. Posibles soluciones para los problemas de contaminación	230
 <b><u>APENDICE I</u></b>	 237
Predicción del potencial contaminante del estéril pirítico de una mina (Método de Henderson y Norton)	237
 <b><u>APENDICE II</u></b>	 246

Predicción de la cantidad de ácido que producirá el relleno de una mina de carbón a cielo abierto (Método de Caruccio y Geidel)	246
1. Análisis de las coberteras	
1.1 Introducción. Alcalinidad y acidez	246
1.2 Balance ácido-base	247
1.3 Tests de meteorización simulada	248
2. Método de cálculo del potencial mínimo de producción de acidez	249
2.1 Transformación de los resultados de las pruebas de meteorización en previsiones aplicables al estéril	249
2.2 Cálculo de la cantidad de ácido que será producida por cada columna estratigráfica	251
2.3 Cálculo de la producción potencial de alcalinidad	251
2.4 Estimación del potencial de producción de ácido de cada columna de estéril	252
2.5 Aspectos relativos al procedimiento de análisis de la cobertera de una posible mina	254
3. Principales fuentes de error en la técnica de predicción de Caruccio y Geidel	255
<b>V <u>BIBLIOGRAFIA</u></b>	259

# I

## I N T R O D U C C I O N

### 1. PLANTEAMIENTO

El abandono de una mina, como episodio final de toda actividad minera, conlleva una serie de implicaciones, entre las cuales destaca la afección medioambiental y, dentro de ella, el impacto a las aguas superficiales y subterráneas.

Esta afección es especialmente grave en muchas operaciones mineras, en las que el hueco minero y los materiales residuales acumulados en escombreras, balsas de decantación, etc., ponen en contacto el agua con minerales y rocas que pueden modificar su calidad.

Para evitar o reducir esta contaminación hidrológica pueden adoptarse una serie de medidas, muy variadas, en base a la naturaleza de las sustancias poluentes, y en base al tipo de explotación minera realizada.

La viabilidad, técnica y económica, de estas posibles actuaciones, viene condicionada por un adecuado diseño de las mismas, el cual será tanto más eficiente, y de menor costo, cuanto antes se inicie el Proyecto de Abandono que, en países de avanzada tecnología, es una pieza clave incluso previa a autorizar la explotación.

Ese Proyecto de Abandono requiere de un conocimiento lo más preciso posible del entorno hidrogeológico-minero, de la composición mine-

ralógica de los materiales afectados, y del sistema de explotación y tratamiento minero. Por todo ello, el Proyecto de Abandono de una mina es dinámico, y requiere actualización y adecuación, a lo largo de la operación minera, no obstante lo cual, el tener en cuenta las premisas que implica, a lo largo de la vida de la mina, evita o reduce realizar operaciones que puedan luego afectar desfavorablemente a esa viabilidad técnica y económica del proyecto.

En este contexto pensamos radica el interés del tema abordado en este libro, ya que tanto las empresas mineras como los organismos de la administración están cada día más concienciados de la necesidad de llevar adelante este tipo de actuaciones.

## **2. ENFOQUE DEL LIBRO**

En la reducción de ese impacto de la minería en el medio ambiente y, de manera más concreta, frente al agua, es mucho el camino que falta por recorrer, y esto por motivos muy diversos.

Tal vez, en parte, porque el minero, en general, ha tenido preocupaciones más graves, relacionadas con los problemas de seguridad y productividad, que le han hecho relegar a un segundo término a los temas de abandono, los cuales se han abordado, salvo honrosas excepciones, en el período final y más crítico de la operación minera, cuando las restricciones económicas se han hecho más graves, y cuando en muchas ocasiones se había llegado a situaciones ecológicas e hidrológicas casi irreversibles.

Pero también es de señalar que sólo en los últimos años se ha desarrollado y extendido una sensibilidad frente a estos problemas.

Tal vez, por todo ello, los responsables de las empresas mineras

sienten hoy más la necesidad de plantear a fondo ese abandono racional de la mina, del que la administración toma también conciencia, y por ello, pensamos era conveniente poder ofrecer una publicación que presentara el estado actual de conocimientos, para ponerla a disposición de esos interesados, acumulando en esta obra, a nuestra experiencia, la de muchos especialistas cuyas publicaciones estaban dispersas y eran de difícil acceso.

### **3. PUNTOS DE PARTIDA**

La realización de este libro ha contado con una dificultad inicial, relacionada con la existencia de una información muy dispersa, de difícil localización y que, en ningún caso, aborda monográficamente todo el amplio temario relacionado con esa implicación hidrológica del abandono de una mina.

Para vencer esta dificultad ha sido necesaria una labor de contactar con especialistas de muchos países, que han aportado sus publicaciones e informes, para lo cual nos han sido de valor incalculable los contactos adquiridos a lo largo de años de trabajo en este campo, y las muchas relaciones directas conseguidas con motivo de la organización primero del Congreso Internacional del Agua en la Minería y las Obras Subterráneas (1979), y después con la del II Congreso Internacional del Agua en la Minería (1985), así como al haber ostentado, desde su fundación, la Secretaría de la International Mine Water Association y, a partir de 1985, su Presidencia.

Este material bibliográfico recopilado ha sido estudiado, clasificado y comparado, y ha constituido la base de todo este trabajo, a la que muchas veces se ha sumado la experiencia directa, adquirida en España y en otros países, que ha servido para adoptar criterios en caso de opiniones encontradas, y para completar aspectos no suficientemente abordados en la bibliografía disponible.

Tal vez una de las dificultades complementarias que ofrecía esta obra era la relativa a la heterogénea distribución temática de esta bibliografía, que hemos de aceptarla como es, ya que confirma el desigual interés que ofrecen los diferentes aspectos relacionados con el problema que se aborda. Así, por ejemplo, destaca el que, comparativamente, son muchos más los trabajos dedicados a la afección por las denominadas aguas ácidas de mina, que los dedicados a la contaminación por minerales radioactivos o por sales evaporíticas, que son los tres capítulos fundamentales de esta obra.

También resalta el que las publicaciones tienen una distribución muy desigual por países, siendo mucho más abundantes en países desarrollados, de tradición minera y de mercado libre, como pueden ser Estados Unidos, Australia o Inglaterra, que en los menos desarrollados (aunque su minería sea importante), o en aquellos en los que hay una severa restricción a la difusión de aspectos científicos y técnicos que pueden ser conflictivos.

En este mismo sentido hay que señalar que la difusión de los temas hidrológico-mineros, se encuentra muchas veces afectada por el secreto con el que se pretende ocultar este tipo de problemas.

Nosotros mismos, y por falta de las necesarias autorizaciones, no hemos podido citar casos concretos, si bien las experiencias adquiridas nos han resultado valiosas para la preparación de esta obra en la que, por primera vez, se aborda globalmente el tema.

#### **4. EJECUCION**

La realización de este libro ha sido posible merced a un Convenio, suscrito entre la Universidad Politécnica de Madrid y el Instituto Geológico y Minero de España (IGME), por considerar este último



organismo de interés relevante el disponer de una amplia información, a nivel internacional, de los métodos de estudio y de las soluciones adoptadas, para hacer frente a los problemas hidrológicos originados por el abandono de las minas, y por considerar que el tema entra de lleno en la vocación del equipo de la Cátedra de Hidrogeología de la Escuela de Minas de Madrid.

En el marco de este Convenio la responsabilidad supervisora, por parte del IGME, ha recaído en sus Ingenieros de Minas D. Jorge Porras Martín y D. Jesús Gómez de Las Heras, de la División de Aguas Subterráneas y Geotécnia; el análisis bibliográfico, y la síntesis se ha llevado a cabo por los becarios, adscritos a la Cátedra de Hidrogeología de la Escuela de Minas de Madrid, D. Sergio Fernández Lorca y D. Jorge Esteban Arlegui, con la colaboración, en los temas de aguas salinas, de D. Antonio Girela Molina; la dirección y revisión se ha realizado por D. Rafael Fernández-Rubio, Catedrático de Hidrogeología de la Escuela de Minas de Madrid. Los dibujos y esquemas han sido efectuados por D. Jorge Blanco.

## II

### A G U A S   A C I D A S   D E   M I N A   (AAM)

#### 1. INTRODUCCION

##### 1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Como consecuencia de la explotación de los yacimientos mineros de carbón, sulfuros metálicos, uranio y otros, grandes cantidades de materiales piríticos quedan expuestas a la meteorización. Estas piritas, y los sulfuros asociados a ellas, se oxidan espontáneamente cuando concurren las siguientes circunstancias:

- a) existencia de cantidades suficientes de agua y oxígeno, y
- b) presencia de bacterias catalizadoras, de las cuales la Thiobacillus ferrooxidans es la fundamental.

Los productos de oxidación, que se originan, son el sulfato ferroso soluble y el ácido sulfúrico, a los cuales suelen acompañar cantidades menores de otros sulfatos metálicos solubles. Los cationes ferrosos se oxidan, a su vez, para producir  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (hidróxido insoluble de hierro), llamado "yellow boy", y para provocar más acidez. La acidez, con el descenso del pH del agua, tiene como consecuencias (RILEY et al., 1984, KIM et al., 1982) el que:

a) el agua se hace fuertemente corrosiva (ATKINS y SINGH, 1982).

b) el ecosistema fluvial se degrada, hasta ser incapaz de mantener muchas formas de vida acuática, y

c) la solubilidad de muchos metales pesados aumenta, con lo que las aguas pueden llegar a ser tóxicas.

Estas aguas ácidas de mina se caracterizan: por su bajo pH (entre 3 y 5 normalmente; BABIJ et al., 1980, han descrito una mina con agua de pH 1,8), y por sus altos contenidos en sulfato (normalmente varios cientos de mg/l y, a veces, hasta 3.500 mg/l: EVANS y CIESLIK, 1984), hierro (normalmente entre 50 y 200 mg/l, y mucho más en algunos casos), zinc (hasta 200 mg/l: KROTHER et al., 1980), manganeso (normalmente entre 1 y 8 mg/l, pero pudiendo alcanzar hasta 100 mg/l: WATZLAF, 1985), aluminio, plomo, cobre, níquel, mercurio, cadmio, cromo y otros metales. También suelen presentar elevadas concentraciones de calcio, magnesio y, en algunos casos, de elementos tóxicos como el arsénico.

Los problemas planteados, por las aguas ácidas de mina, y las soluciones adaptables son difíciles de sistematizar, ya que cada situación es distinta a las demás y, por ello, exige de soluciones específicas (KROTHER et al., 1980).

Los casos más graves de contaminación de acuíferos, o de cursos de agua superficial, por drenajes ácidos de minas abandonadas, se han producido de modo imprevisto (EVANS y CIESLIK, 1984; HOONANIAN y SOMES, 1984; N.C.B. Report, 1984; WILLIAMSON, 1985). En estos casos ni la empresa minera, ni los organismos estatales competentes, fueron capaces de prever el problema, lo cual agrava siempre sus consecuencias.

## 1.2 STANDARDS DE AGUAS LIMPIAS

Durante los últimos quince años, ha aumentado, continuamente, el interés por la conservación del medio ambiente en los países desarrollados, acentuándose la tendencia en los primeros años de esta década. En consecuencia, los gobiernos han tratado de regular estrictamente el vertido de aguas industriales.

Pero la industria minera, por sus características, exige normativas específicas, ya que, por una parte, la contaminación minera se produce, fundamentalmente, por aguas muy mineralizadas, si bien rara vez hay que tratar efluentes de pequeño volumen y gran toxicidad. Por otra parte, las minas, una vez abandonadas, resultan, con frecuencia, tan contaminantes, o más, que cuando estaban activas.

En este sentido, las leyes de protección de las aguas, tratan de que el minero ponga los medios necesarios para que su actividad no afecte a la calidad del agua. Esto ha llevado a una doble acción, por parte de los organismos de la administración (HOFFMAN, 1984):

- a) actuación preventiva, consistente en el estudio hidrogeoquímico muy completo de cada mina, para establecer, en función del mismo, los impactos tolerables, y

- b) actuación coercitiva, para obligar a los mineros a cumplir las normativas. En este sentido, y con frecuencia, la opinión pública pretende el cumplimiento de los standards de aguas limpias, incluso a muy poca distancia del límite de la concesión minera, lo cual puede obligar al operador minero a realizar grandes inversiones en el tratamiento de aguas, que podrían hacer antieconómica la explotación.

Por otra parte, en todos los países desarrollados existen standards, que marcan los máximos contenidos de contaminantes admisibles en aguas potables. Las normas que rigen el vertido de aguas de mina no son, en general, tan estrictas, ya que sería en muchos casos inviable, para las empresas, depurar el agua hasta cumplir dichas normas de calidad.

En Estados Unidos, país donde mejor documentada está la normativa de vertidos de aguas de mina, y donde más estrictamente se obliga al cumplimiento de la misma, este vertido queda regulado por la Federal Water Pollution Control Act de 1972. Esta ley exige que las aguas vertidas, por minas activas, tengan la siguiente calidad (KIM et al., 1982):

- a) pH comprendido entre 6 y 9,
- b) contenido de hierro menor de 3,5 ppm como media y de 7 ppm como máximo,
- c) contenido de manganeso menor de 2 ppm como media y de 4 ppm como máximo, y
- d) total de sólidos en suspensión inferior a 70 ppm.

Las minas abandonadas, en el pasado, no quedan sujetas a estas normas de calidad, que sí afectan a las minas que serán abandonadas en el futuro.

En el Reino Unido los vertidos de agua de mina están estrictamente regulados por la Ley de Control de la Contaminación de 1974. Los parámetros fundamentales del agua, que quedan regulados, son: total de sólidos disueltos, contenido de hierro, pH y temperatura (REED, 1984).

### 1.3 SITUACION ACTUAL DEL PROBLEMA

Como acabamos de indicar, en Estados Unidos se exige el cumplimiento de la Federal Water Pollution Control Act de 1972. Debido a ello, y desde que entró en vigor, las minas se han visto forzadas a instalar plantas de tratamiento químico de sus aguas residuales, y han llegado a ser comunes las minas de carbón que deben tratar caudales del orden de cuatro mil metros cúbicos al día, con un coste superior al medio millón de dólares anuales (ACKMAN y KLEINMANN, 1984). En este sentido se estima que la industria minera del carbón, de Estados Unidos, gasta más de un millón de dólares diarios en tratar aguas ácidas de mina (ACKMAN y KLEINMANN, 1985).

Se comprende, a la vista de la magnitud de estos costes, el interés que despierta, en la minería, cualquier iniciativa tecnológica que pueda reducir la producción de aguas ácidas. Por otra parte, estas aguas ácidas de mina no sólo obligan a mantener costosas plantas de tratamiento, sino que también generan pérdidas, por corrosión, de maquinaria e instalaciones mineras y, por encostramientos, de tuberías, que se añaden a los gastos de explotación de la mina.

No obstante, y a pesar del gran esfuerzo realizado en Estados Unidos, desde que entró en vigor la Federal Water Pollution Control Act de 1972, son muy pocas las mejoras globales que se han producido, en los cursos de agua severamente degradados por aguas ácidas de mina. Esto es debido a que una parte importante, del total anual de vertidos, se produce desde minas abandonadas (70% en Pennsylvania), lo cual dificulta la solución del problema, por la inaccesibilidad de muchas de estas minas, y por la falta de fondos públicos para hacer frente al problema (KIM et al., 1982).

No hay que olvidar tampoco que, si no se toman las medidas para evitarlo, una mina abandonada puede aportar aguas ácidas simila-

res, en caudal y en calidad, a las producidas durante la explotación. Así, por ejemplo, en la que fué la gran mina de plomo-zinc de Bunker Hill, al Norte de Idaho (que hemos tenido ocasión de conocer personalmente), ahora a punto de ser abandonada, las características de sus efluentes obligan a estudiar muy seriamente las alternativas de abandono, y por ello, aunque en 1984 ya no tuvo producción, se realizaban labores de mantenimiento y pre-abandono que exigían extraer y tratar un caudal de 150 l/seg de aguas con pH inferior a 3 y con más de 100 mg/l de zinc (RILEY et al., 1984).

Lo que sí puede predecirse, en todo caso, es que en los próximos años, la preservación de la calidad del agua, por vertidos de minas que se abandonen en el futuro, quedará legalmente controlada, en todos los países desarrollados, y esto hace muy recomendable el que la industria minera se plantee ya, con urgencia, el proyecto de abandono, que será menos gravoso si se prevé anticipadamente.

Por su parte, las minas abandonadas, en el pasado, presentan problemas de más difícil solución, y que habrá que resolver puntualmente cuando el impacto ambiental sea inadmisibile. En algunos casos (REED, 1984; WILLIAMSON, 1985) llega a ser necesario instalar plantas de tratamiento de aguas ácidas, para los efluentes de minas abandonadas. Se comprende, por tanto, el interés que presenta el desarrollo y dominio de técnicas adecuadas de abandono.

## **2. IMPACTO AMBIENTAL DE LAS AGUAS ACIDAS DE MINA**

### **2.1 IMPACTO ESTETICO Y RECREACIONAL SOBRE EL ECOSISTEMA FLUVIAL**

Las aguas ácidas, de minas abandonadas, se pueden formar tanto en el interior como en la superficie, por oxidación de la piritita contenida en los taludes de las cortas, en las escombreras y en los

apiles de estéril. En ambos casos estas aguas pueden acceder al sistema hidráulico subterráneo, contaminando acuíferos, o surgir como efluentes que vierten en cursos de agua superficial (figura II.1). Por el contrario, es poco frecuente que aguas ácidas formadas en escombreras lleguen a contaminar seriamente a un acuífero subyacente.

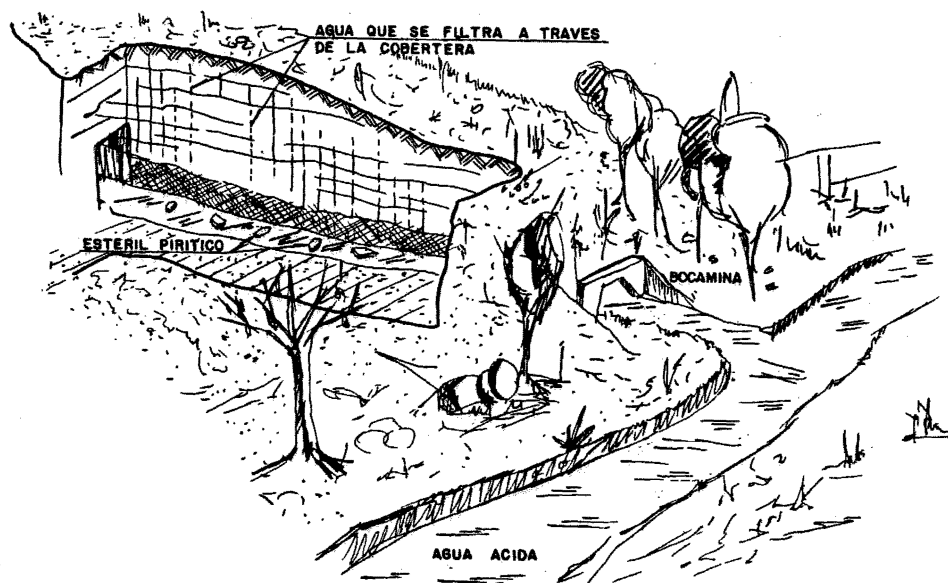


FIGURA II.1.-

AL CIRCULAR EL AGUA SUBTERRANEA A TRAVES DE MATERIALES PIRITICOS, SE PRODUCEN AGUAS ACIDAS QUE, EN MUCHOS CASOS, VIERTEN EN CURSOS SUPERFICIALES ( KIM ET AL., 1982 ).

En el caso de las escombreras, las aguas ácidas se forman en la franja más superficial de las mismas que, en pocos años queda lixiviada por completo. Si la escombrera es suficientemente permeable, las aguas ácidas se infiltran y surgen en su pie, en forma de



manantiales ácidos. Por su acidez y toxicidad, impiden el desarrollo de una cubierta vegetal en la escombrera y, en muchos casos, son capaces de destruir una cobertera bien establecida por trabajos de restitución anteriores. El resultado es que, en poco tiempo, las escombreras quedan desnudas y expuestas por completo a la erosión. Se forman en ellas profundas cárcavas, en las que progresa la oxidación hasta alcanzar un estado de difícil solución (SCHUBERT et al., 1978; WILLIAMSON, 1985).

Los cursos de agua superficiales se contaminan por los efluentes procedentes de minas subterráneas o de escombreras. Si la roca es pirítica, la calidad de estas aguas será, en general, muy mala. SHEIBACH et al. (1982) describen un complejo de minas abandonadas en Oklahoma, del cual surgen caudales de hasta 50 l/s de agua ácida, con contenidos inadmisibles de Pb, Cd y otros metales. SCHUBERT, en colaboración con otros autores, ha descrito, en los últimos años, la situación de diversas minas abandonadas de Illinois, que producen aguas ácidas. Las escombreras dan lugar a efluentes con pH comprendido entre 3,5 y 5,5 y con elevados contenidos de Fe, Mn, Al, sulfatos y otros iones (SCHUBERT y MILLER, 1982).

No obstante, la calidad de las aguas vertidas a los arroyos mejora, en general rápidamente, debido a varios procesos (SCHUBERT et al., 1978):

- a) dilución de las aguas ácidas por parte de otras aguas, subterráneas y superficiales, menos mineralizadas, que vierten al cauce,
- b) precipitación de los cationes metálicos, en forma de hidróxidos y sulfatos, a medida que desciende el pH, y
- c) adsorción de los cationes metálicos, por parte de sedimentos orgánicos e inorgánicos, y también de algunas plantas acuáticas.

Tras los grandes aguaceros, se producen los momentos más críticos, ya que se lixivian las sales solubles, formadas en la escombrera desde la última precipitación, y la calidad de los efluentes se deteriora mucho. Con frecuencia, la dilución natural de la cuenca no es suficiente, en estos períodos, para mantener calidades adecuadas aguas abajo. Por otra parte, durante las crecidas, las aguas transportan gran cantidad de sólidos en suspensión, procedentes de la erosión de las escombreras e, incluso, se puede producir la avalancha de sus materiales (AYALA y DEL VALLE, 1984). Esto puede dar lugar al taponamiento de algunos cauces, y a la alteración del esquema de drenaje de la cuenca.

Cuando la dilución de las aguas ácidas no es suficiente, el arroyo queda significativamente contaminado. Se produce la oxidación del hierro ferroso disuelto, a férrico, precipitándose una capa de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  en el fondo del cauce. La deposición de este hidróxido se ve favorecida por la presencia, en las aguas, de bacterias oxidantes del hierro ferroso, pertenecientes a los géneros Crenothrix, Heptothrix, Gallionella y otros (ATKINS y SINGH, 1982; REED, 1984).

La presencia de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , en el lecho del arroyo, tiene diversas consecuencias negativas (NORDSTROM et al., 1977; KIM et al., 1982; ATKINS y SINGH, 1982; REED, 1984; WILLIAMSON, 1985):

a) los lechos de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  son de vivos colores, entre amarillo y rojo, predominando los tonos ocre, que producen un efecto estético desagradable. La presencia de hidróxido férrico, en el agua, es detectable a simple vista, incluso cuando su concentración no supera las 5 ppm. Habitualmente, la presencia de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  es el primer indicador de que el agua está contaminada,

b) los cationes ferroso consumen oxígeno, lo cual reduce la cantidad disponible para el consumo de los organismos acuáticos,

c) gran parte de los organismos bentónicos no puede adaptarse a la vida en estas condiciones. Con su desaparición se altera gravemente la cadena alimenticia, lo cual afecta a los organismos superiores que actúan como depredadores,

d) se ven impedidas las "puestas" de numerosas especies de peces, alterando su ciclo reproductivo. Esto, unido a la disminución del alimento disponible, suele conducir a la destrucción de poblaciones de peces tan cotizados como las truchas o los salmones (caso de varios ríos asturianos). Los salmónidos no pueden desovar en aguas de pH inferior a 5,

e) unas pocas especies de algas e invertebrados se adaptan a las nuevas condiciones del cauce y, ante la falta de competencia, pueden llegar a constituir una plaga y, finalmente,

f) las aguas transportan cationes metálicos que se acumulan en los tejidos de los organismos, concentrándose finalmente en los depredadores superiores, con riesgos para el consumo humano. Por otra parte, se producen mortandades de peces cuando, tras las avenidas, las concentraciones de cationes aumentan. En este sentido, el cobre parece ser especialmente tóxico.

## **2.2 DEGRADACION DE AGUAS POTABLES E INDUSTRIALES**

De manera casi general, las aguas de los arroyos contaminados por efluentes ácidos de minas, no son potables, y en este sentido hay que tener en cuenta que la depuración de las aguas, para consumo humano, se encarece con la degradación de su calidad original.

Por ello, el empeoramiento de la calidad del agua puede causar graves perjuicios económicos a las industrias que las utilizan, e

incluso puede forzar a la búsqueda de un abastecimiento alternativo, como ocurrió en el río Girvan, Escocia (N.C.B. Report, 1984), o en Fordell Castle, Fife, Escocia (WILLIAMSON, 1985), para el abastecimiento a una industria papelería.

Casos muy graves, de contaminación de aguas potables, se producen cuando las aguas ácidas, almacenadas en minas subterráneas abandonadas, deterioran acuíferos empleados en abastecimientos rurales o urbanos.

EVANS y CIESLIK (1984) y HOFFMAN (1984) han descrito el problema creado en Shullsburg, Wisconsin, tan solo un año después del cierre de unas minas subterráneas de plomo-zinc, encajadas en rocas carbonatadas. La figura 11.2 recoge las características hidrogeológicas del lugar. Cuando el nivel piezométrico alcanzó cotas próximas a las originales, las captaciones del entorno, empleadas para abastecimiento de aguas para las granjas, quedaron inadmisiblemente contaminadas. Aunque estas aguas no eran ácidas, presentaban contenidos de sulfatos comprendidos entre 700 y 3.500 mg/l y elevadas concentraciones de Fe, Zn y Mg, que causaron:

- a) serios problemas digestivos entre los consumidores humanos (diarreas), y
- b) fuerte disminución de la producción lechera.

El acuífero se considera ya casi definitivamente contaminado, puesto que no se tiene la certeza de que pueda evolucionar hasta alcanzar la calidad original. La solución que se ha adoptado ha sido la de realizar nuevas captaciones, en acuíferos profundos, costeadas en gran parte por el Estado de Wisconsin.

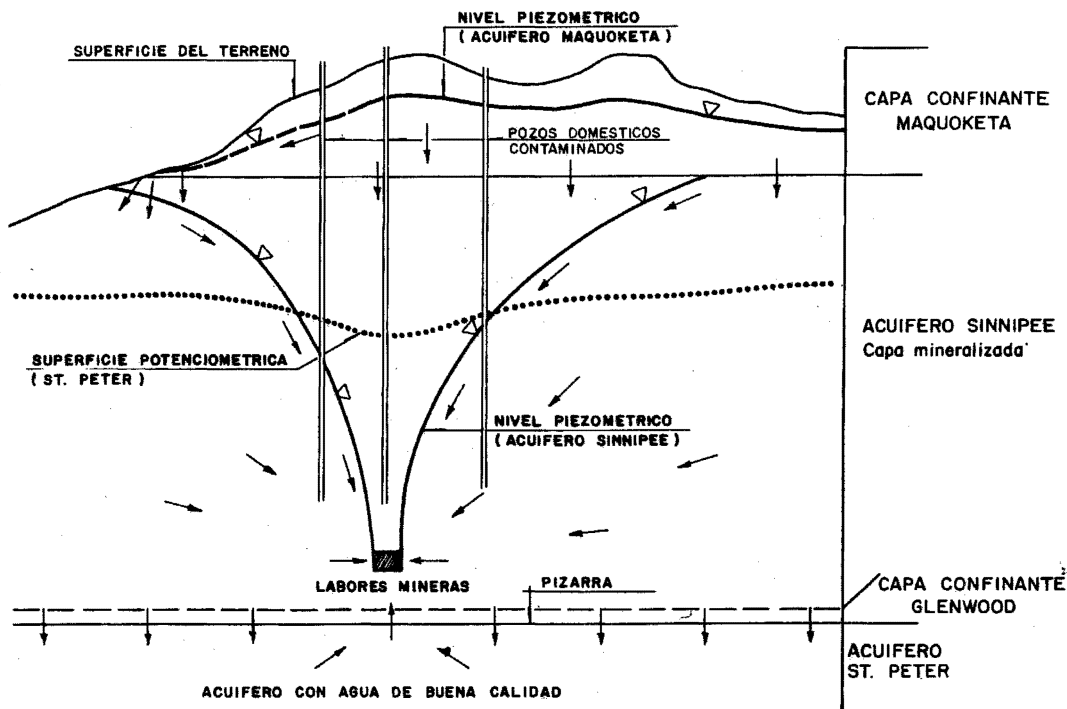
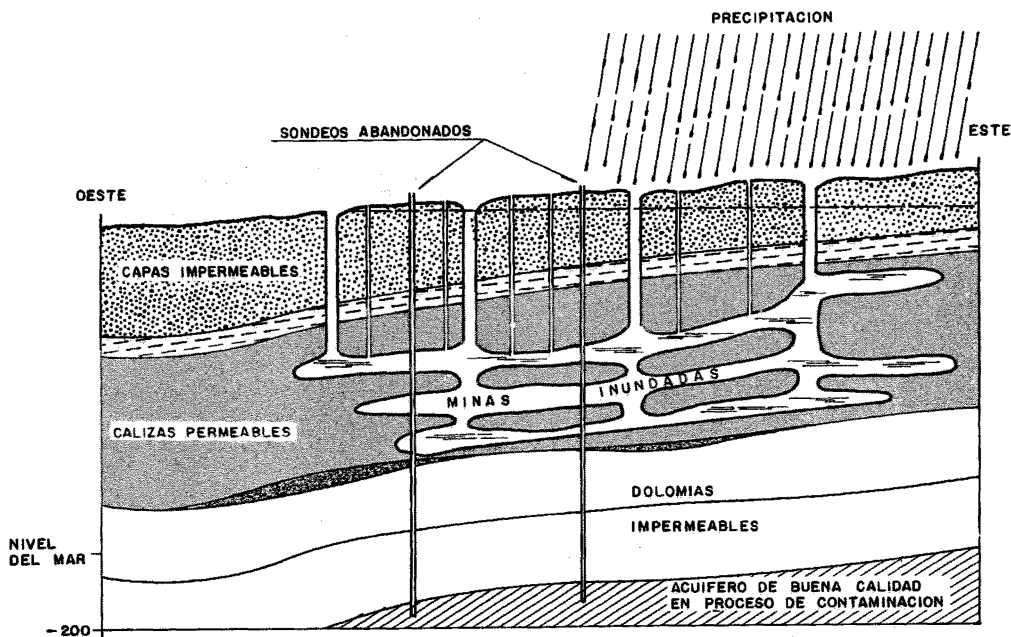


FIGURA II.2.-

HIDROGEOLOGIA DE LA MINA SHULLSBURG ( WISCONSIN ). TRAS EL ABANDONO, EL CONO DE DEPRESION DESAPARECIO Y EL AGUA INVADIO LAS ZONAS CON SULFUROS,OXIDADOS DURANTE LA EXPLOTACION ( EVANS Y CIESLIK , 1984 ) .

En Oklahoma, el agua ácida contenida en minas subterráneas abandonadas de plomo-zinc, está comenzando a fluir hacia un acuífero subyacente, a través de centenares de pozos y sondeos mal taponados, realizados para captar aguas para las minas. En este caso es preciso encontrar una solución al problema, antes de que se haga irreversible, ya que se trata de un acuífero fundamental en el abastecimiento de aguas del sector limítrofe entre Oklahoma y Kansas. La figura II.3 ilustra sobre el problema planteado (SHEIBACH et al., 1982; HOONANIAN y SOMES, 1984).



**FIGURA II.3.-**

CORTE GEOLOGICO DEL PICHER MINING DISTRICT, OKLAHOMA ( SHEIBACH ET AL., 1982 ).

### 2.3 ENVENENAMIENTO LENTO DE LAGOS

Cuando las aguas ácidas de mina, cargadas de cationes metálicos, vierten en un lago, se produce su neutralización y la precipitación de los metales que, en parte, pasan a integrarse en los limos y sedimentos del fondo y, en parte, son absorbidos por organismos bentónicos, que los transmiten a los depredadores que actúan sobre ellos.

Los metales pesados acaban concentrándose en los tejidos de los

seres vivos, que pueblan el lago, el cual, por su carácter de ecosistema cerrado, acaba envenenado. El consumo humano de estos peces presenta un problema adicional. La figura II.4 refleja esta situación.

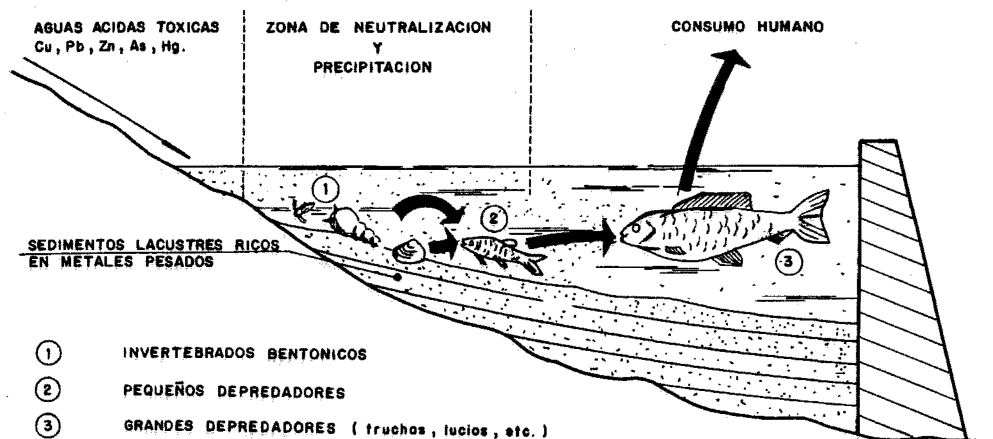


FIGURA II. 4 .-

ESQUEMA DEL CICLO QUE RECORREN LOS METALES TOXICOS EN UN LAGO. PUEDEN ACABAR EN EL SEDIMENTO O EN PECES DESTINADOS AL CONSUMO HUMANO.

NORDSTROM et al., (1977) han descrito un problema de este tipo en Shasta Lake, un gran lago artificial al Norte de California. Por sus grandes dimensiones ( $5.000 \text{ hm}^3$  y  $119 \text{ km}^2$  de lámina de agua) no parece que el envenenamiento se haya producido todavía, a pesar de recibir los efluentes de varias minas abandonadas de sulfuros. Sin embargo, tienen lugar grandes mortandades periódicas de peces, en las zonas de neutralización, donde las aguas ácidas vierten al lago.

Otro ejemplo es el de Lake Hope (AHMAD, 1970), un lago artificial

recreativo situado en los Apalaches que, después de recibir durante muchos años los efluentes de minas abandonadas de carbón, ha quedado seriamente contaminado. Sus aguas tienen un pH de 4,5 y la vida acuática es casi inexistente.

Otro caso es el relativo a la construcción de un lago artificial, el Lake Anna (West Virginia), para refrigerar una central nuclear, en una cuenca contaminada por aguas ácidas. Las exigencias de seguridad y perfección técnica, inherentes al funcionamiento de una central de este tipo, han obligado a actuar sobre las minas causantes del problema (HINKLE, 1984).

### **3. FORMACION DE AGUAS ACIDAS DE MINA**

#### **3.1 ORIGEN Y GENERALIDADES**

Aunque se sabe, desde hace años, que los elementos esenciales para la formación del agua ácida de mina son el agua, el aire, las bacterias y la pirita, no existe todavía ningún método estandarizado para reducir la producción de estos efluentes ácidos de mina (KIM et al., 1982).

El agua es el elemento fundamental en la formación de aguas ácidas de mina. Actúa como reactivo en la oxidación de la pirita, como medio en el cual se desarrollan las reacciones, y como elemento de transporte de los productos formados. La pirita puede encontrarse tanto en el mineral como, en algunos casos, en la roca encajante (KIM et al., 1982).

El problema de contaminación queda planteado cuando las aguas de mina tienen acceso directo a sistemas hidrológicos superficiales o a sistemas acuíferos subterráneos susceptibles de utilización (KIM et al., 1982).



Antes de desarrollarse las actividades mineras en un determinado lugar, es muy reducida la cantidad de pirita expuesta a las condiciones bajo las cuales se producen aguas ácidas. Las operaciones de minería implican la exposición de la pirita a la acción de aguas superficiales o subterráneas, y permiten su oxidación (KIM et al., 1982).

Los sulfuros se oxidan a sulfatos de hierro solubles, los cuales forman costras salinas, ocre-amarillentas, en la superficie de las rocas meteorizadas, que serán disueltas e hidrolizadas por aguas de lluvia, por ejemplo, generandose aguas ácidas (CARUCCIO et al., 1980).

El primer paso de la reacción libera ión ferroso, que se oxida a férrico y forma oxihidróxidos, los cuales dan el color ocre-amarillento característico de estas aguas de mina. Estos precipitados de hidróxido de hierro, constituyen los llamados "yellow boy", frecuentes en los arroyos de muchas minas de carbón.

Una tonelada de carbón, que contenga un 1% de azufre pirítico, puede producir, potencialmente, 15 kg de "yellow boy" y 25 kg de ácido sulfúrico. El ritmo de producción ácida es muy variable, y se ha comprobado que algunas minas y escombreras, abandonadas, pueden producir aguas ácidas durante más de cincuenta años (KIM et al., 1982).

Con algo más de detalle, el mecanismo de degradación de la calidad del agua, es el siguiente:

- a) oxidación de la pirita, al existir condiciones aerobias, y una vez que las labores mineras han alcanzado la mineralización,

b) oxidación de los otros sulfuros, menos oxidables, por la acción de las aguas ácidas que ha producido la pirita,

c) lixiviación de arcillas, carbonatos y feldespatos, por las aguas ácidas formadas,

d) deposición de los iones disueltos, formando costras y masas de sulfato. Se ha comprobado la presencia de sulfatos de magnesio (epsomita), calcio (yeso), hierro (melanterita), y otros, y

e) disolución de los sulfatos, una vez que el drenaje ha dejado de actuar y el agua subterránea circula de nuevo por la roca. En este momento el agua se contamina.

El resultado es que las aguas adquieren bajos pH y altas concentraciones de sulfatos, cationes alcalinos, y metales pesados y de transición.

Sin embargo, existen aguas contaminadas que no son ácidas. Esto se explica por la acción neutralizadora de dolomías o de rocas carbonatadas, en general, en las que se desarrolle la mineralización o que el agua ácida encuentre en su fluir subterráneo (este es el caso, por ejemplo, de algunas minas españolas, de sulfuros complejos, en rocas carbonatadas). El elevado contenido del agua en calcio y magnesio demuestra que, efectivamente, la dolomía se disuelve para neutralizar el pH. Además de la dureza, el agua presenta contenidos altos en sulfatos, así como en algunos metales pesados, que con este pH no han precipitado aún. Por ejemplo, HOFFMAN (1984) presenta un caso de este tipo: la mina Shullsburg, en Wisconsin, donde el agua que se extrae de los pozos contaminados contiene hasta 3.500 mg/l de sulfatos, 65 mg/l de hierro y cantidades menores de zinc, plomo y arsénico. En los trabajos de campo se ha observado que la

oxidación ácida pudo tener lugar en un medio alcalino, como la dolomía, ya que, al ser acelerada la oxidación de la pirita y la precipitación de  $\text{Fe(OH)}$ , por la acción de algunas bacterias, se produce un microambiente ácido protegido de la dolomía. Esto permite que la oxidación se extienda (HOFFMAN, 1984).

La calidad y cantidad de agua ácida que se produce, en los desechos piríticos, depende de diversos factores (SCHUBERT y MILLER, 1982):

- a) la cantidad de pirita presente y el tamaño de los granos en los que se presenta,
- b) la profundidad de penetración del oxígeno,
- c) la humedad,
- d) la temperatura,
- e) las características hidrogeológicas del lugar, y
- f) la presencia de bacterias que oxidan a la pirita.

### 3.2 ASPECTOS QUIMICOS

En este apartado se revisan las causas de la producción de aguas ácidas, así como los productos que se obtienen.

En el mecanismo de reacción es fundamental el papel de los agentes bacterianos, por esta razón, dedicamos el apartado 3.3 a su estudio.

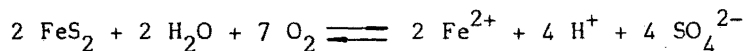
Existen dos mecanismos de oxidación de pirita. En presencia de aire, se producen cuatro moles netos de acidez ( $\text{H}^+$ ), por mol de pirita oxidada. En medio anaerobio son dos los moles netos producidos. El mecanismo cinético de estas reacciones no está aún bien conocido, existiendo ideas contrapuestas.

Se ha comprobado la existencia de, al menos, cuatro bacterias diferentes catalizadoras de la oxidación, estas bacterias aceleran la velocidad del proceso en factores comprendidos entre 4 y 50. El mecanismo de la catalización, no se conoce todavía.

La producción de acidez se ve favorecida por la finura de grano de la pirita, y se duplica por cada 10 °C de aumento de la temperatura.

El proceso de oxidación de los sulfuros se produce en varias etapas (HOFFMAN, 1984):

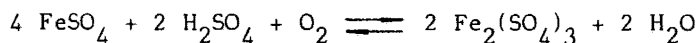
1) Oxidación del sulfuro:



En este proceso la pirita es más reactiva que la blenda, y ésta más que la galena. La marcasita es unas nueve veces más reactiva que la pirita.

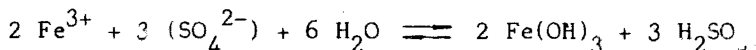
La oxidación exige la presencia de agua y oxígeno. Es decir un medio húmedo y aerobio.

2) Oxidación del sulfato ferroso a férrico, también soluble:



La reacción está catalizada por la acción de la bacteria Thiobacillus ferrooxidans, que aumenta enormemente la velocidad de la reacción.

3) Formación de hidróxido férrico insoluble ("yellow boy") y de más ácido sulfúrico:

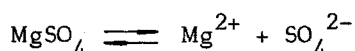
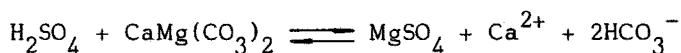


El hidróxido férrico es insoluble y precipita, desprendiendo ácido sulfúrico.

Pueden producirse otras reacciones asociadas, que dan lugar, por ejemplo, a la formación de sulfatos hidratados de hierro (melanterita y copiapita). En algunos casos, y solamente si el pH es superior a 7, se pueden encontrar restos de tiosulfatos.

Puede asegurarse que, cuanto más avanzada esté la acidificación del agua, más difícil es de controlar. En la primera etapa, con el pH todavía por encima de 4,5, basta en general con añadir caliza machacada para impedir la formación de ácido. En la segunda etapa esto ya no es posible. En la tercera etapa el único modo posible de reducir la formación de ácido es disminuir la velocidad de la reacción 3). Esto, tradicionalmente, se ha hecho limitando la cantidad de oxígeno en contacto con el material pirítico, pero también puede conseguirse inhibiendo la bacteria Thiobacillus ferrooxidans (KLEINMANN, 1980).

El agua ácida, si encuentra ambientes calizos o dolomíticos, produce algunos problemas debido a la neutralización, por parte de la dolomita, del agua ácida formada. La reacción se produce del siguiente modo:



Esta reacción es retardada por un doble efecto:

- a) el efecto aislante que el precipitado de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  realiza sobre los sulfuros, y
- b) la menor reactividad de la dolomita, en comparación con la calcita.

Como consecuencia de lo anterior, se produce un microambiente que permite que la oxidación de la pirita se extienda.

Es importante el hecho de que el sulfato de magnesio es doscientas veces más soluble que el de calcio. Como la neutralización por dolomita produce sulfato de magnesio y bicarbonato de calcio, la contaminación, debida a sulfato disuelto y a los cationes magnesio y calcio, será mucho mayor si la roca encajante es dolomita que si es caliza.

### 3.3 OXIDACION BACTERIANA. BACTERIAS Y CONDICIONES DE VIDA

Las aguas ácidas originan graves problemas de contaminación, fundamentalmente en minas de sulfuros metálicos y de carbón. En los últimos treinta años se ha avanzado mucho en la comprensión del mecanismo químico, pero muy poco en la tecnología de control.

La oxidación del hierro ferroso a férrico, tiene lugar lentamente, en condiciones normales. Sin embargo, algunas bacterias actúan como catalizadores y aceleran la reacción, con un aumento de la acidez. Estas bacterias oxidantes del hierro son propias de ambientes acuosos, con valores de pH comprendidos entre 2,8 y 3,2, y son generalmente inactivas (o están ausentes) en aguas con pH superior a 5,5 (CARUCCIO et al., 1980).

Las bacterias más importantes son: Thiobacillus ferrooxidans, Thiobacillus thiooxidans y Ferrobacillus ferrooxidans.

La bacteria Thiobacillus thiooxidans ataca el azufre y su importancia en el problema de aguas ácidas parece ser muy secundaria, al actuar casi únicamente en presencia de marcasita (KLEINMANN et al., 1981), aunque está presente en los efluentes de minas.

Existe una cuarta bacteria llamada Metallogenium, presente en los drenajes de mina y que también oxida al hierro. Sobrevive a pH comprendidos entre 3,5 y 6,8, siendo 4,1 el óptimo. Actualmente se discuten dos hipótesis sobre su funcionamiento (SCHUBERT y MILLER, 1982):

- a) el papel de Metallogenium es fundamental, al acidificar ligeramente aguas neutras de mina, y es lo bastante para que el Thiobacillus ferrooxidans pueda instalarse y actuar, y
- b) el papel de Metallogenium es irrelevante, ya que el Thiobacillus ferrooxidans es capaz de crear un microambiente muy ácido en aguas neutras, a partir del cual se desarrolla.

Probablemente las dos hipótesis son en parte ciertas.

En general, todos los autores coinciden en destacar al Thiobacillus ferrooxidans como causante primordial de la aceleración, en la cinética de los procesos de acidificación del agua de mina. El efecto de esta bacteria consiste en aumentar unas 10,5 veces la velocidad de producción de  $\text{Fe}^{3+}$ , agente reductor de la pirita, a partir de  $\text{Fe}^{2+}$  (KROTHER et al., 1980).

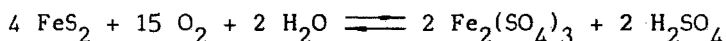
El Thiobacillus ferrooxidans tiene un tamaño que oscila entre 0,5 y 1 micra. Es frecuente en estériles y residuos mineros con sulfuros metálicos, en las aguas de drenaje de los mismos y en los arroyos que reciben sus efluentes (SCHUBERT y MILLER, 1982).

Las aguas ácidas de los lavaderos denotan la existencia de Thiobacillus ferrooxidans, en todos aquellos puntos en que exista, al menos, una mínima proporción de oxígeno disuelto en el agua (KROTHER et al., 1980).

Ya en 1947 se reconoció la importancia del Thiobacillus ferrooxidans en la oxidación de la pirita. Hoy en día se admite que la bacteria es irrelevante en ambientes saturados, y que aumenta fuertemente la formación de ácido cerca de la superficie del terreno (o de la escombrera). Su efecto es intermitentemente significativo en la franja subyacente a la de meteorización, ya que en esta franja el Thiobacillus ferrooxidans acelera la formación de ácido durante los tres o cuatro días siguientes a la infiltración del agua de lluvia, reduciéndose después de este período a niveles normales (KLEINMANN et al., 1981).

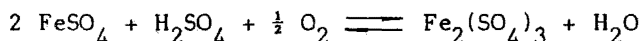
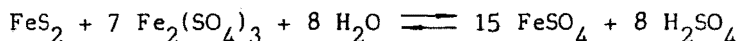
La oxidación de la pirita puede tener lugar mediante dos mecanismos (REED, 1984):

1) Mecanismo directo:



El proceso es catalizado por las bacterias. El oxígeno es el agente oxidante.

2) Mecanismo indirecto:

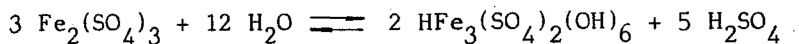


La última reacción es catalizada por las bacterias, y es la que determina la velocidad del proceso, aunque el agente oxidante es el catión férrico.

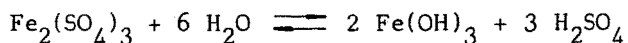
En realidad las dos se producen simultáneamente pero, como veremos más adelante, la cinética de los dos mecanismos, al variar el pH del medio, cambia por completo.



El sulfato férrico se hidroliza, según la reacción:



El precipitado de hidróxido de hierro ("yellow boy") se forma cuando se produce la descarga del sulfato férrico hidrolizado en un curso de agua, disminuyendo el pH. El mecanismo es el siguiente:



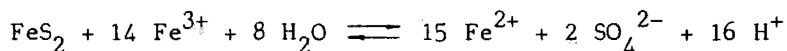
Se distinguen tres etapas en la oxidación de un ambiente pirítico (KIM et al., 1982):

a) en la primera etapa, el pH es casi neutro y las velocidades de la oxidación debida al aire (mecanismo directo) y la debida al Thiobacillus ferrooxidans (mecanismo indirecto) son comparables. Esta situación es característica del carbón o de estériles y residuos recientemente expuestos a la meteorización. Aunque la concentración de pirita sea muy alta la oxidación es relativamente lenta, y la alcalinidad natural del agua subterránea, con frecuencia, es suficiente para neutralizar la acidez producida,

b) en la segunda etapa, la capacidad neutralizante del ambiente ha sido superada, el ácido formado se acumula y el pH desciende. Al bajar el pH desciende también la cantidad de pirita oxidada por el aire. Sin embargo, aumenta mucho la capacidad oxidante del Thiobacillus ferrooxidans, y

c) en la tercera etapa el pH, en las proximidades de los granos de pirita, desciende por debajo de 3 y la producción de ácido varía, al aumentar la solubilidad del hierro y disminuir la precipitación de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ .

En esta etapa el ión ferroso es oxidado a férrico, por la acción del Thiobacillus ferrooxidans, y el ión férrico, a su vez, oxida a la pirita, según la reacción:



Hay una elevada producción de ácido, limitada por la concentración de ión férrico.

La inhibición del Thiobacillus ferrooxidans reduciría la producción de ácido, al menos en un 75%.

Se acepta, de modo generalizado, que, una vez que la oxidación se ha puesto en marcha, es capaz de autocatalizarse. Se considera, igualmente, que si el pH de los efluentes de una mina a cielo abierto desciende por debajo de 4,5, cabe esperar que todo el sulfuro de hierro, presente en las rocas que se meteorizan, acabe oxidándose. Por el contrario, si el pH sube por encima de 5 la oxidación queda fuertemente inhibida.

Cuando el pH desciende por debajo de valores próximos a 2,5, la actividad de la bacteria es muy importante y se establece un equilibrio entre la oxidación de la pirita por el  $\text{Fe}^{3+}$  y la oxidación bacteriana del  $\text{Fe}^{2+}$  a  $\text{Fe}^{3+}$ .

### 3.4 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA LIXIVIACION BACTERIANA

Los factores que influyen, sobre la lixiviación bacteriana, son: pH, oxígeno y dióxido de carbono, temperatura, concentración bacteriana, nutrientes, tamaño de las partículas, factores mineralógicos, tolerancias metálicas, formación de minerales secundarios, presión y luz.

Algunos autores (SCHUBERT y MILLER, 1982) señalan como factor el Eh, y la concentración de sulfato en algunos casos.

### 3.4.1 Efecto del pH

La figura 11.5 muestra la variación de la velocidad de desulfuración, con el pH, si la bacteria catalizadora es el Thiobacillus thiooxidans. Se observa que esta velocidad es máxima para pH entre 2,5 y 3,5, disminuyendo rápidamente por encima de pH = 4.

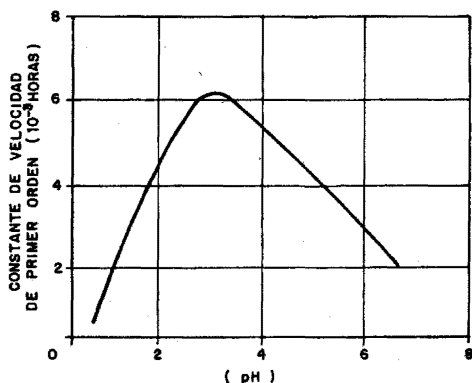


FIGURA 11.5 .-

EFFECTO DEL pH SOBRE EL GRADO DE DESULFURACION ( GRANGER , 1984 , IN REED, 1984 ).

Esto sugiere que si un lugar, en el que existen materiales pirríticos (por ejemplo el estéril removido de una mina), recibe aporte de aguas ácidas, se dan las condiciones ideales de pH para que la pirita se oxide rápidamente. Las aguas ácidas pueden proceder de minas subterráneas abandonadas.

La presencia de caliza, entre las rocas, puede evitar la formación de aguas ácidas, al impedir que el pH descienda hasta los niveles que aceleran la acción catalizadora de las bacterias.

#### **3.4.2 Oxígeno y dióxido de carbono**

El oxígeno es imprescindible en la oxidación de la pirita. La velocidad de la reacción depende mucho de la cantidad de oxígeno disponible (en la actualidad se piensa que es proporcional a la presión parcial de oxígeno).

De lo anterior se deduce que un eficaz medio, para evitar la formación de aguas ácidas puede ser el cierre hermético de minas. Esto se discute más adelante.

El dióxido de carbono es imprescindible para la vida de las bacterias, al ser su principal fuente de carbono. La solubilidad del anhídrido carbónico disminuye con el pH, y esto puede ser un factor natural limitador de la actividad bacteriana.

#### **3.4.3 Temperatura**

La figura 11.6 representa la variación con la temperatura de la velocidad de desulfuración, para las bacterias del género Thiobacillus.

La temperatura óptima es de 28 °C. Por encima de 30 °C la actividad de las bacterias desciende dramáticamente. Aún así, en Canadá se han detectado bacterias activas a tan solo 4 °C.

En cualquier mina europea, la temperatura media del interior del

estéril apilado no será superior a 10 °C durante muchos meses al año. Esto hace esperar una actividad bacteriana y, por tanto, una producción de ácido inferior a la que realmente se registra en la mayor parte de las minas abandonadas no restituidas.

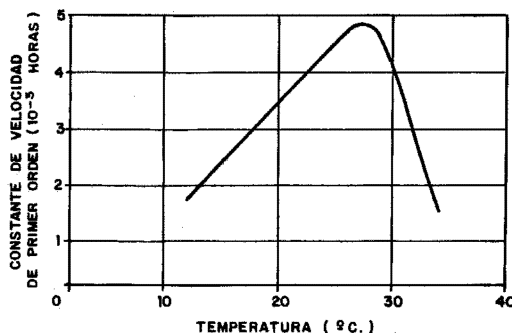


FIGURA II.6.-

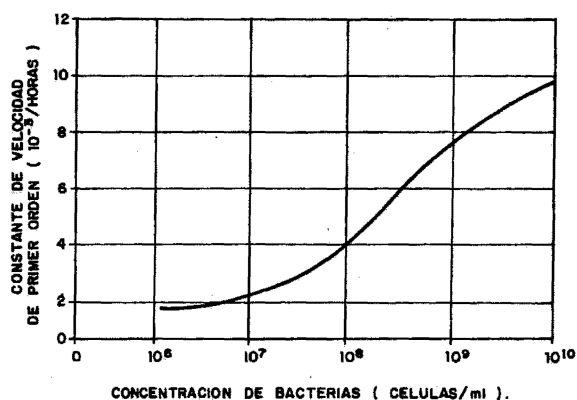
EFFECTO DE LA TEMPERATURA EN EL GRADO DE DESULFURACION ( GRANGER, 1982 , IN REED, 1984 ).

#### 3.4.4 Concentración de bacterias

Como se observa en la figura II.7, la actividad de las bacterias (velocidad de desulfuración) es baja para concentraciones inferiores a  $10^8$  células por mililitro, pero aumenta bruscamente para concentraciones comprendidas entre  $10^8$  y  $10^9$  células por mililitro.

#### 3.4.5 Nutrientes

El Thiobacillus ferrooxidans requiere, para su crecimiento, una serie de nutrientes imprescindibles. Estos son el magnesio, azufre, fósforo y, sobre todo, el nitrógeno.



**FIGURA 11.7.-**

EFFECTO DE LA CONCENTRACION DE BACTERIAS SOBRE LA VELOCIDAD DE DESULFURACION  
( GRANGER , 1984 , IN REED , 1984 ).

Cada uno de estos elementos contribuye al desarrollo de un proceso metabólico de la bacteria.

Habitualmente, el Thiobacillus ferrooxidans toma el nitrógeno que es fijado por otras bacterias.

Algunos investigadores han señalado que la oxidación de la pirita se ralentiza si la concentración de nitrógeno es elevada. Esto se atribuye más al descenso de las concentraciones de oxígeno y anhídrido carbónico, que esa situación implica, que a una acción específica del nitrógeno.

### 3.4.6 Tamaño de los granos de pirita

El tamaño de los granos de pirita influye, de modo esencial, en la cantidad de sulfuro oxidado, como se observa en la figura II.8.

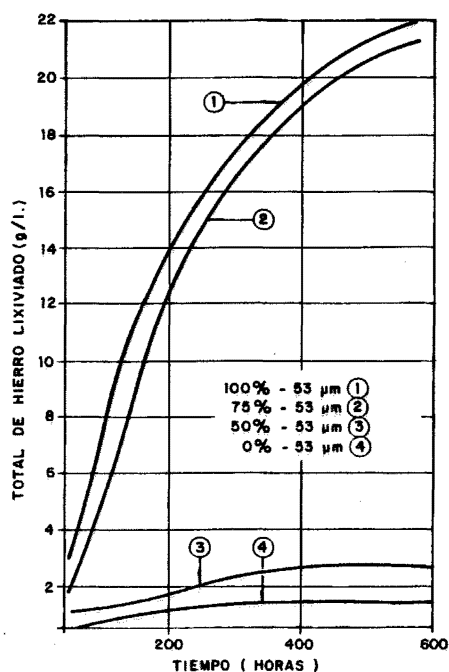


FIGURA II.8.-

EFFECTO DEL TAMAÑO DE LAS PARTICULAS PIRITICAS EN LA EFICACIA DE LA LIXIVIACION BACTERIANA. PORCENTAJES REFERIDOS A MUESTRAS INFERIORES A 53 µm (ATKINS Y SINGH, 1982).

La oxidación se ve favorecida cuando la pirita se encuentra finamente diseminada en la roca, esto es debido a la mayor superficie de exposición que presenta la pirita.

#### **3.4.7 Factores mineralógicos**

Se ha observado que los minerales que acompañan a la pirita, como ganga, pueden influir en la velocidad de oxidación.

En concreto, ésta puede ser retardada si, junto a la pirita, existen minerales que puedan descomponerse consumiendo ácido.

#### **3.4.8 Tolerancias a los metales**

El Thiobacillus ferrooxidans tiene altas tolerancias, frente a muchos metales, comparado con otros microorganismos. Algunos metales perjudiciales para su actividad son: Hg, Cu, Ni y U.

CARUCCIO (1973) ha observado que las piritas estables, frente al ataque del Thiobacillus ferrooxidans, contienen cantidades significativas de titanio.

#### **3.4.9 Formación de minerales secundarios**

En algunos casos, se deposita, en la superficie de los granos de pirita atacados, una fina capa de goetita (hidróxidos de hierro) y jarosita (sulfatos de hierro con OH), formadas con el hierro procedente de la oxidación superficial del grano.

Estas capas protegen el interior del grano, e impiden que la oxidación continúe.



### 3.4.10 Presión y luz

El efecto de estos factores se ha investigado poco. No parecen influir significativamente sobre la velocidad de la oxidación. Por otra parte, su modificación in situ sería virtualmente imposible.

## 4. MINERIA PRODUCTORA DE AGUAS ACIDAS

### 4.1 MINERIA DE LA PIRITA

En una primera apreciación, simplista, podría pensarse que las aguas ácidas de mina vienen asociadas a las explotaciones de pirita, sólo y exclusivamente, pero la realidad es muy otra.

En efecto, la extensión de este problema radica en que, si bien es cierta esta producción en toda la minería de piritas, que en España tiene un desarrollo realmente importante, son muchas otras las explotaciones mineras que presentan este grave problema.

Por cuanto a la pirita se refiere tenemos que resaltar el que son innumerables las minas abandonadas, desde tiempos muy remotos, las cuales son fuentes productoras de aguas ácidas, que afectan tanto a los sistemas acuíferos subterráneos, como a las escorrentías superficiales y, por supuesto, en este caso, mucho más por la cantidad de apiles de estériles acumulados, sujetos a la lixiviación por las aguas meteóricas, que por las propias explotaciones en sentido estricto.

Estas acumulaciones se extienden, principalmente, por la faja piritífera del suroeste español, y es en este mismo área donde ya, desde antiguo, existen importantes explotaciones a cielo abierto, a las que se han sumado otras nuevas, en las que han visto muy incrementa-

dos los volúmenes de estériles, tanto por la necesidad de explotar sectores más profundos (con mayor ratio esteril/mineral), como por la necesidad de conseguir mayor movimiento de rocas (para hacer rentables explotaciones de yacimientos de baja ley).

Este panorama real hace que sea inviable el llegar a pensar que, por ejemplo, una corriente superficial como el Río Tinto, deje de ser un curso de agua ácida, con toda la secuela contaminante que ello supone. No obstante, el esfuerzo que ya se está realizando, por las empresas mineras, si se aplican a él los más recientes avances tecnológicos en este campo, debiera permitir el que el problema no se acreciente, sino que permanezca circunscrito al estado actual y que, incluso, se pueda reducir, al menos a escala local, sin dejar una triste herencia a las generaciones futuras.

Cuando hablamos de la pirita queremos señalar el que, en general, no es el único sulfuro que da lugar a este proceso, ya que a él hemos de añadir a la marcasita, presente en muchos yacimientos, y que contribuye, de manera decisiva, a la generación de aguas ácidas.

#### **4.2 MINERIA DE SULFUROS COMPLEJOS**

Llegado a este punto, y como decíamos al principio, los minerales productores de aguas ácidas están prácticamente omnipresentes en muchos otros yacimientos muy diversos, tanto por su contenido mineral como por su génesis.

Así, por ejemplo, podríamos citar a gran parte de la minería de sulfuros complejos, en los que la asociación BPG (blenda-pirita-galenita) es la más frecuente. Estos yacimientos tienen extensión más generalizada dentro de las cordilleras bética, cantábrica, gallego-leo-

nesa y pirenáica. Se trata, igualmente, de minas abandonadas y de yacimientos en explotación, a veces con importantes movimientos de rocas que, suponen un gran desarrollo de huecos mineros, y de apiles, con lo que se dan condiciones favorables para la afección a las aguas subterráneas y a las superficiales.

En este dominio se ha hecho poco, en general, aunque con honrosas excepciones, e incluso, a veces, se han aplicado "soluciones" totalmente inadecuadas, como es la ubicación de estériles en depresiones kársticas, o el relleno de minas con introducción de rechazos de lavadero en proceso de oxidación. Por otra parte, en este grupo de yacimientos, si bien puede no ser la pirita el mineral mayoritario, es verdad el que, en muchas ocasiones, ha tenido y tiene condición de rechazo, por lo que ha ido a apilarse con los desechos de mina.

Queremos dejar constancia de que, si bien una serie de estos yacimientos están en contacto con formaciones carbonatadas, que pueden neutralizar la acidez de las aguas, esto no tiene lugar sin un incremento de su contenido iónico en sulfatos, bicarbonatos, calcio y magnesio, y también con un aporte de otros elementos mayoritarios, que se incorporan en este proceso de ataque, y con la permanencia de aquellos que, siendo minoritarios, le confieren elevada toxicidad.

#### **4.3 MINERIA DEL URANIO**

Mención especial hemos de hacer a la minería del uranio, en tanto en cuanto, asociada a ella, es muy frecuente la presencia de pirita y marcasita, y en tanto en cuanto la lixiviación, in situ y en apiles, es un procedimiento habitual en esta minería. Estas aguas ácidas atacan tanto a las mineralizaciones propiamente dichas, como a la roca de caja, para incorporar así una importante carga

contaminante en elementos minoritarios. No podemos olvidar el que, si no se adoptan las precauciones necesarias, los correspondientes apiles pueden quedar como fuente de contaminación para el futuro.

#### **4.4 MINERIA DEL CARBON**

Finalmente, queremos hacer mención especial a la minería del carbón, en general. En efecto la propia génesis de formación de los yacimientos de antracita, hulla, lignito y turba está relacionada con ambientes sedimentarios y con procesos de reducción, muy favorables para el desarrollo de sulfuros de hierro, y esto tanto en los propios niveles carbonosos como en otros carboneros, rechazables estos últimos para estériles, o en la roca de caja.

Es así que se llega a una minería muy productora de aguas ácidas, y de todo el cotejo contaminante, y esta minería de antracita, hulla y lignito se extiende por las regiones gallega, asturiana, leonesa, aragonesa, catalana, manchega y andaluza.

#### **4.5 PANORAMA FINAL**

Con esta visión panorámica hemos pretendido, intencionadamente, no entrar en el detalle de cada caso concreto, pero sí destacar la importancia que el problema tiene, en nuestro país, y hemos pretendido, con ello, llamar la atención hacia la necesidad de abordar, en profundidad, los proyectos de abandono, tanto como los de tratamiento de efluentes de aguas ácidas, durante la explotación de la mina.

Pero quedaría muy pesimista esta panorámica, si no la acompañásemos de unas posibles vías de solución. En este sentido vamos a

abordar los apartados que siguen, no sin antes destacar que son fruto de una recopilación a escala mundial, de la bibliografía específica sobre el tema, y no sin señalar que la obligada limitación del espacio de un trabajo como éste, y la necesidad de ser generalista, haya aconsejado, en muchas ocasiones, no descender al detalle que aporta la amplísima bibliografía consultada si bien, para casos concretos, podría tener con toda seguridad aplicación real la amplia experiencia reflejada en dichos trabajos.

## **5 TECNICAS DE CONTROL DE LAS AGUAS ACIDAS DE MINA**

### **5.1 TECNICAS PREVENTIVAS**

Técnicas preventivas son aquellas cuyo objetivo es evitar que la mina abandonada produzca un efluente ácido. Técnicas correctoras, por el contrario, son las diseñadas para tratar las aguas ácidas que produce una mina, de modo que dejen de ser una amenaza para el medio ambiente.

Se comprende fácilmente que, en la planificación del abandono de una mina, debe darse prioridad a las técnicas preventivas, cuya aplicación sea posible. La utilización de técnicas correctoras, a minas abandonadas, está justificada sólo en los casos más graves e imprevistos de contaminación por aguas ácidas (REED, 1984; ATKINS y SINGH, 1982).

Las técnicas preventivas, actúan sobre alguno de los tres factores que deben concurrir para que se formen aguas ácidas: oxígeno, agua y la presencia de Thiobacillus ferrooxidans. Se da por hecho que no se puede actuar sobre la cantidad o tamaño de grano, del sulfuro presente en la roca. Las técnicas que actúan sobre el Thiobacillus ferrooxidans son muy recientes y, hoy por hoy, aplicables sólo a minas a cielo abierto.

Por otra parte, existe gran diferencia entre las medidas preventivas que pueden aplicarse a minas subterráneas y las específicas para minas a cielo abierto, por lo que abordamos su estudio separadamente.

## **5.2 TECNICAS PREVENTIVAS APLICABLES A MINERIA SUBTERRANEA**

Las técnicas preventivas, aplicables a minas subterráneas, son de dos tipos:

- a) las que pretenden reducir el nivel de oxígeno en la mina a niveles tan bajos que impidan la oxidación de los sulfuros (son las técnicas de inundación), y
- b) las que limitan la cantidad de agua existente en la mina, de tal manera, que si bien se produce oxidación de los sulfuros, el caudal de aguas ácidas llega a ser tan pequeño que no plantea problemas ambientales (son las técnicas de impermeabilización y de aislamiento hidrológico de minas).

Se han producido, en el pasado, algunos casos de minas subterráneas abandonadas, que han contaminado acuíferos abastecedores de aguas potables. La solución más elemental al problema, que no es propiamente preventiva ni correctora, consiste en realizar nuevas captaciones, en un acuífero más profundo no contaminado (EVANS y CIESLIK, 1984; HOFFMAN, 1984).

Con independencia de la tecnología escogida, para evitar la formación de aguas ácidas en minas abandonadas, es imprescindible, en un proyecto de este tipo, realizar previamente un estudio hidrogeológico minero de detalle, que incluya los siguientes aspectos (LADWIG, 1985):

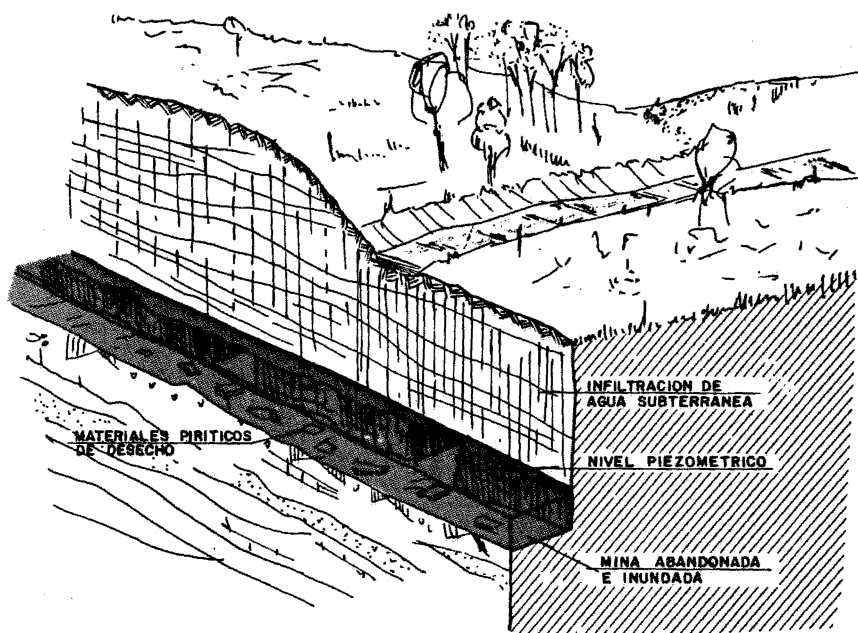
- a) localización de las áreas de recarga y de las vías de flujo hacia la mina,
- b) identificación de los sectores de la mina en los que se producen aguas ácidas,
- c) estimación de los caudales de agua que circularán por la mina, y
- d) determinación de las variaciones laterales de la calidad del agua.

### **5.2.1 Inundación de minas**

#### **5.2.1.1 Concepto y resultados**

Al inundar una mina, se crea un embalse de agua subterránea. El aire no puede acceder a las galerías o pozos llenos de agua, con lo cual cesa la producción de agua ácida, al evitarse la oxidación de la pirita. La figura 11.9 representa un ejemplo idealizado de mina inundada.

Hay que tener en cuenta que si los hastiales de cualquier galería subterránea contienen sulfuros, se produce la oxidación directa, durante la explotación, por acción conjunta del aire y el agua. Los productos que se forman son ácido sulfúrico y sulfatos metálicos solubles, que dan lugar a costras de vivos colores. Esta oxidación penetra profundamente en la roca, a través de las fracturas mineralizadas y, cuando la mina se inunda, los productos de oxidación acidifican y mineralizan al agua allí almacenada.

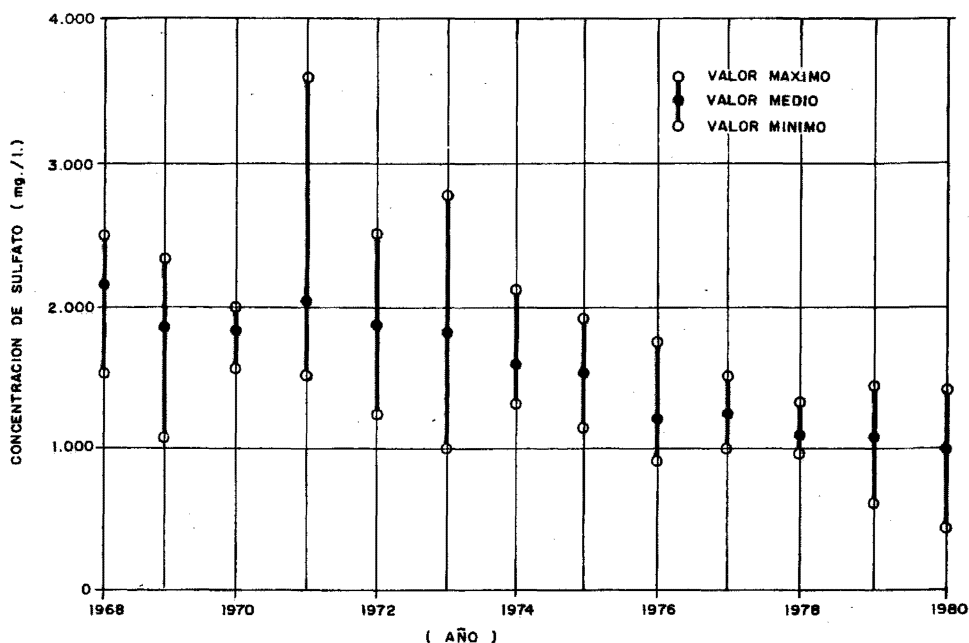


**FIGURA II.9.-**

UN MEDIO DE COMBATIR LA FORMACION DE AGUA ACIDA EN MINAS ABANDONADAS, CONSISTE EN INUNDAR LA MINA. DE ESTE MODO SE IMPIDE EL ACCESO DIRECTO DEL AIRE AL MATERIAL PIRITICO Y SE REDUCE LA OXIDACION ( KIM ET AL., 1982 ).

Esto explica el que sea muy lenta la mejoría de la calidad de los efluentes de una mina inundada, ya que el agua que produce la mina no será de buena calidad hasta que no haya sido desalojada todo el agua ácida contenida en ella, y ello requiere, normalmente, un período de muchos años. LADWIG (1985) ha descrito la evolución de la calidad del agua de un gran complejo de minas de carbón abandonadas, en Pennsylvania, donde la calidad de las aguas efluentes ha mejorado mucho en los últimos quince años (figura II.10). En alguno de los puntos de descarga, el contenido de sulfatos se ha reducido en un 49% y, en todos ellos, se ha elevado el pH hasta hacerse el agua neutra.

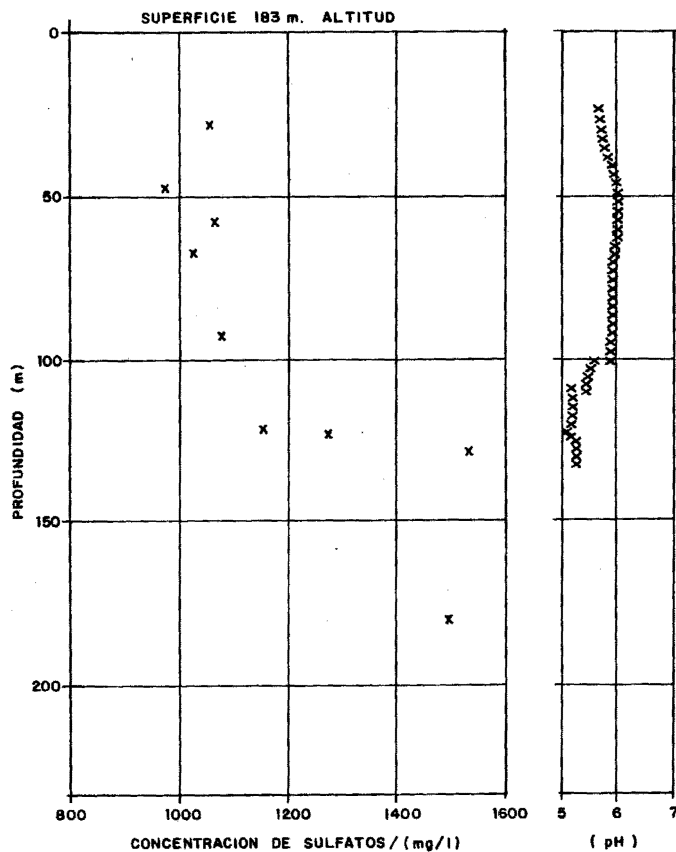




**FIGURA II. 10.-**

VARIACION A LO LARGO DE 13 AÑOS DE LA CONCENTRACION DE SULFATO EN LOS EFLUENTES DE UNA MINA DE CARBON ABANDONADA E INUNDADA, EN PENNSYLVANIA (LADWIG ET AL., 1984).

El agua retenida en una mina abandonada se estratifica (LADWIG et al., 1984). En la parte superior se sitúa el agua de mejor calidad y en la inferior la más contaminada. La figura II.11 muestra la distribución cualitativa del agua en un complejo de minas de carbón abandonadas, en Pensilvania. Como las vías preferenciales de drenaje de la mina suelen ser las superficiales, esta estratificación del agua contribuye a alargar el período durante el cual los efluentes son de mala calidad.



**FIGURA 11.11.-**

GRAFICO DE LA VARIACION CON LA PROFUNDIDAD, DEL pH Y LA CONCENTRACION DE SULFATOS EN EL AGUA DE UN POZO DE MINA ABANDONADA EN PENNSYLVANIA (LADWIG ET AL., 1984)

Una posible solución, para acortar el proceso de mejora del agua, es provocar la descarga desde el fondo (LADWIG, 1985). A pesar de todo, se obtendrán aguas de mala calidad durante años, y puede

llegar a ser necesario instalar, temporalmente, algún tipo de planta neutralizadora. En cualquier caso debe controlarse el caudal que se descarga, ya que es peligroso forzar al sistema hidrológico y drenar más agua que la que se recarga. Si esto llega a ocurrir, el nivel del agua descende, y puede permitir la entrada de oxígeno atmosférico, que oxidará nuevos sulfuros.

En algunas minas inundadas el drenaje se produce por su parte inferior, que es la que contiene agua de peor calidad, dando lugar a efluentes tóxicos. Este problema puede solucionarse mediante un sistema de drenaje que extraiga, como efluente, el agua de la franja superior, dejando confinada el agua de peor calidad. Un caso bien documentado, de este tipo, es el que se produjo en el río Girvan, Escocia (N.C.B. Report, 1984), y conocemos casos en España, en minería del carbón, en que sería aplicable.

En todo caso, la eficacia de la inundación de minas subterráneas está sujeta a la estanqueidad del interior, la cual no puede garantizarse a largo plazo, en muchos casos, sin sellar las entradas de la mina, y sin olvidar que, con el tiempo, los cierres pierden, inevitablemente, su condición hermética (KIM et al., 1982). Por otra parte, las grietas debidas a procesos de subsidencia, que con frecuencia alcanzan hasta la superficie del terreno, pueden abrir vías de penetración del aire al interior, permitiendo la "respiración" de la mina, y la acidificación del agua.

En este caso es preciso sellar todas las áreas de alta permeabilidad de la superficie. La técnica habitual consiste en localizar las fracturas de subsidencia, rellenarlas con arcilla y compactar el sector. Esto tiene dos limitaciones:

- a) es preciso localizar todas las fracturas de subsidencia, y

b) es preciso que no se produzcan nuevas grietas, una vez sellada la mina, lo cual rara vez puede garantizarse.

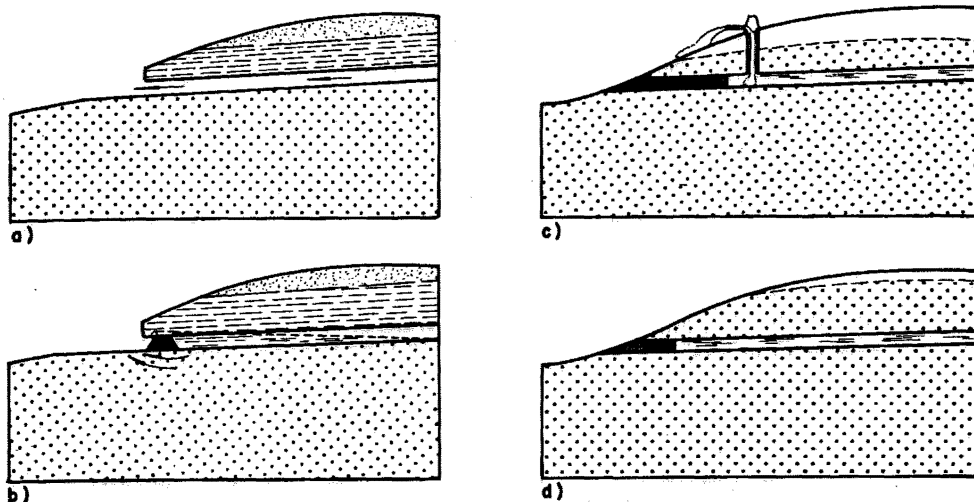
#### 5.2.1.2 Viabilidad de la inundación de una mina abandonada

En primer lugar es necesario diferenciar entre minas situadas por debajo del nivel general de drenaje de la zona, de las situadas, al menos en parte, por encima de él (KIM et al., 1982).

En el primer supuesto podrán inundarse espontáneamente todas las plantas situadas por debajo del drenaje inferior. En este caso, las labores situadas bajo el nivel piezométrico regional, y cuyas formaciones productivas se extienden hasta aflorar, podrán inundarse espontáneamente si se realiza la explotación mediante un pozo, dejando un macizo de protección a lo largo del afloramiento, según esquematiza la figura II.12 (PARIZEK y TARR, 1972). Esto incrementa, indudablemente, los gastos de explotación de la mina (bombeo de agua y extracción del mineral a través del pozo), pero abarata enormemente el abandono. Si la explotación se ha realizado drenando por gravedad el frente, será necesario instalar, previo al abandono, un cierre que resista la presión de toda la columna de agua de la mina. Esto es caro y casi nunca proporciona una impermeabilización total.

Cuando se pretende inundar minas, o sectores de minas, situados por encima del nivel piezométrico regional, es necesario sellar todas las labores que vayan a quedar inundadas, y que comuniquen el interior de la mina con la superficie del terreno. Esto exige la instalación de cierres, que pueden ser de dos tipos:

- a) herméticos tanto para el aire como para el agua, y
- b) herméticos sólo para el agua.



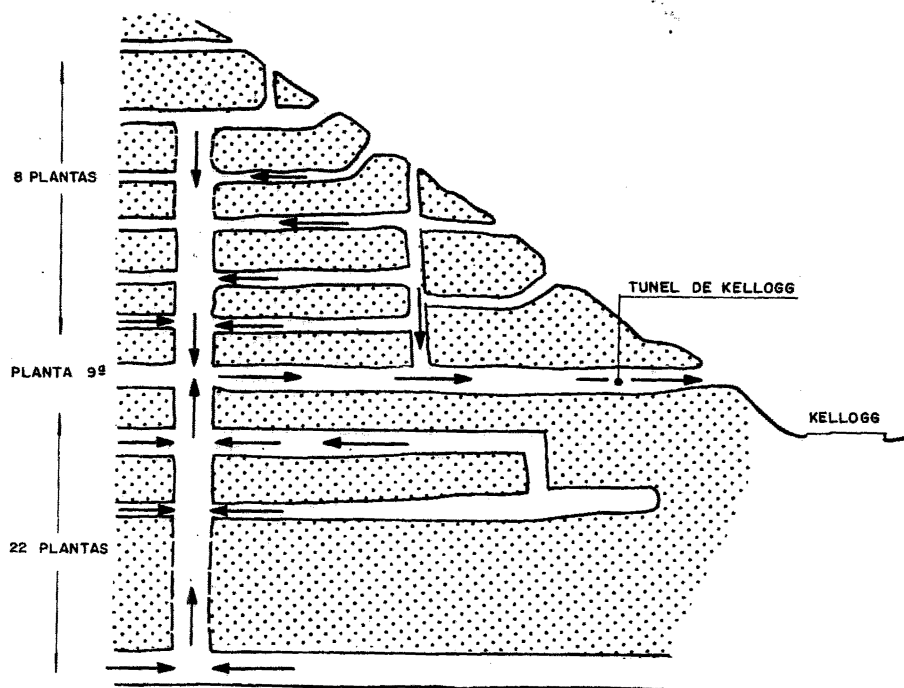
**FIGURA II.12.-**

SI LA MINA SE DRENA POR GRAVEDAD DURANTE LA EXPLOTACION, SERA NECESARIO SELLARLA PARA ASEGURAR LA INUNDACION, a) y b). LA INUNDACION SERA ESPONTANEA EN EL CASO REPRESENTADO POR c) y d) ( PARIZEK Y TARR, 1972 ).

Los primeros se instalan para evitar que la mina pueda descargar, a través de ellos, mientras que los segundos permiten que la mina descargue libremente. Los detalles constructivos, así como las limitaciones de su empleo, se incluyen en el apartado siguiente.

A veces no se puede inundar minas que drenan por gravedad, ya que el cierre del gran número de planos inclinados, pozos y socavones lo hace inviable. Esto ocurre en zonas mineras tradicionales y montañosas, donde una historia minera dilatada prácticamente lo hace inviable, por la existencia de muchas labores mineras olvidadas, en parte hundidas, que no se pueden sellar. Cuando esto ocurre es necesario acudir a técnicas descritas en el apartado 5.2.2.

La figura II.13 muestra una sección, muy simplificada, de la gran mina de plomo-zinc de Bunker Hill, en Idaho, EE.UU. En esta mina existen dos sectores bien diferenciados: uno inferior, que se inundará espontáneamente, tras el abandono, y otro superior, en el cual el drenaje se realiza por gravedad y cuya inundación es imposible, al existir en él gran número de pequeñas labores abandonadas (RILEY et al., 1984).



**FIGURA II. 13.-**

SECCION MUY SIMPLIFICADA DE LA MINA BUNKER HILL, IDAHO, EE.UU. LAS PLANTAS SUPERIORES DRENAN POR GRAVEDAD Y SON IMPOSIBLES DE SELLAR. LAS INFERIORES SE DESAGUAN CON BOMBAS Y SE INUNDARAN ESPONTANEAMENTE ( DIBUJADO A PARTIR DE DATOS DE RILEY ET AL., 1984 Y TREXLER, 1975 ).

### 5.2.1.3 Cierres de mina

Las figuras II.14 y II.15 muestran dos tipos de cierres, que permiten la salida de agua de la mina pero impiden la entrada de aire. Esto se consigue, en ambos casos, mediante un sifón cuyo funcionamiento exige un cierto mantenimiento, ya que:

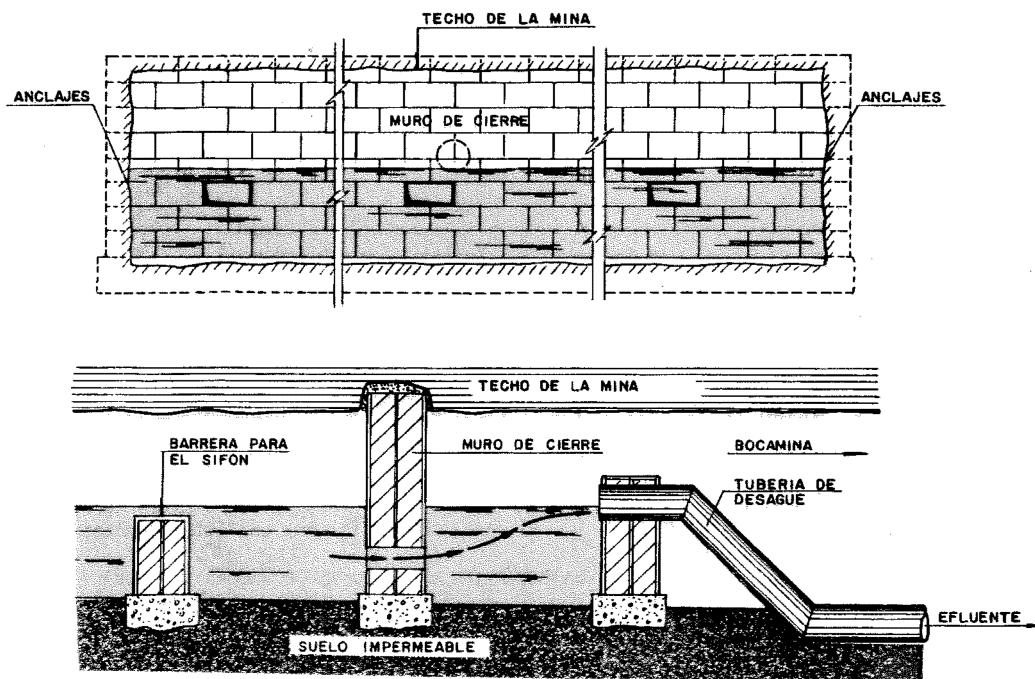
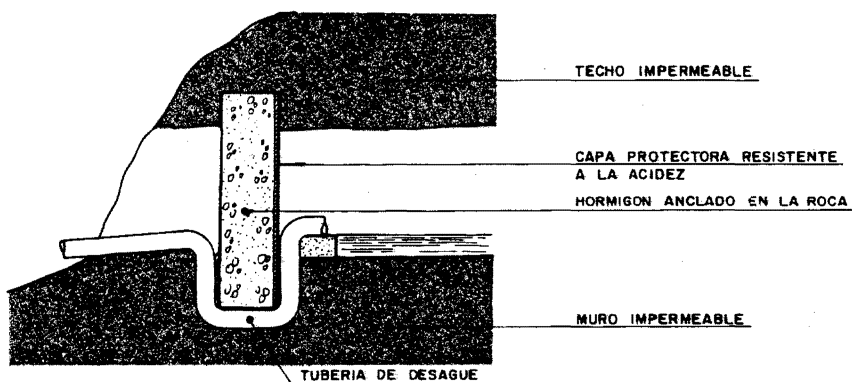


FIGURA II. 14.-

CIERRE DE MINA QUE IMPIDE LA ENTRADA DE AIRE Y PERMITE EL DESAGUE DE LA MINA ( KIM ET AL., 1982 ).



**FIGURA II.15.-**

MODELO DE CIERRE DE MINA QUE IMPIDE LA ENTRADA DE AIRE Y PERMITE EL DESAGUE DE LA MINA ( ATKINS Y SINGH, 1982 )

a) es inevitable que se formen precipitados y costras de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  ("yellow-boy"), que puedan llegar a taponar el conducto de salida del agua (KIM et al., 1982), y

b) es necesario evitar que durante una estación seca, que haga descender por debajo de la toma del sifón el nivel del agua almacenada en la mina, pueda llegar a evaporarse o filtrarse el agua retenida en el sifón, permitiendo la libre entrada de oxígeno en la mina.

La figura II.16 recoge algunos cierres de mina, que no permiten el paso del agua.

Los cierres se construyen, normalmente, con muros de mampostería, bien fijados al suelo, paredes y techo de la galería. Existen muchos



otros materiales que pueden usarse en la construcción de cierres, como la arcilla compactada, piedra, bloques de hormigón y hormigón conformado "in situ" (ATKINS y SINGH, 1982).

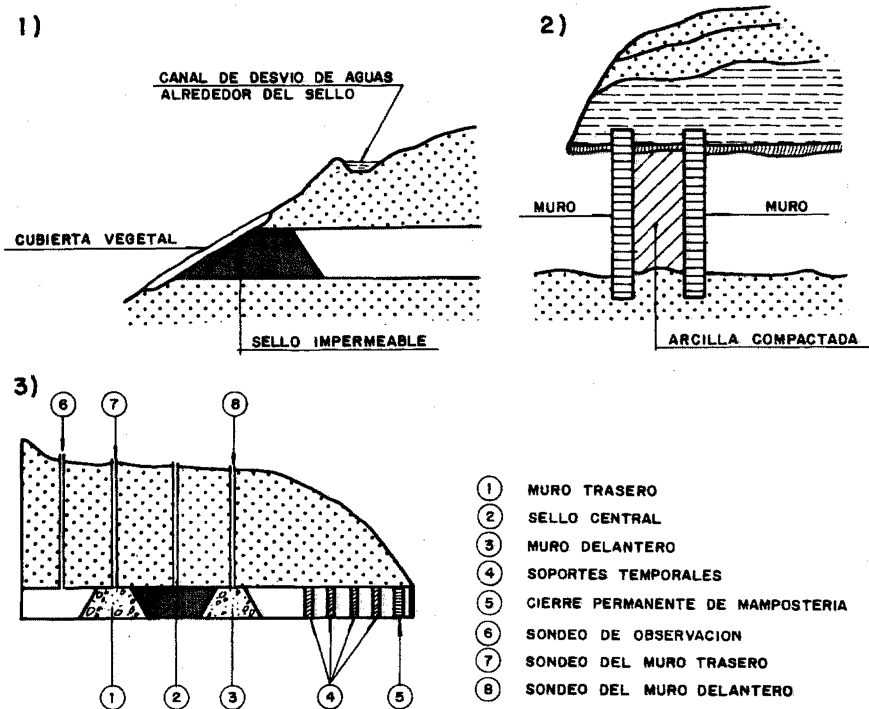


FIGURA II. 16.-

TRES TIPOS DE CIERRE DE MINA IMPERMEABLES TANTO PARA EL AIRE COMO PARA EL AGUA ( ATKINS Y SINGH, 1982 ).

El U.S. Bureau of Mines (KIM et al., 1982) estudia un nuevo método de construcción de cierres, consistente en el apilamiento, a presión, de caliza en el punto a sellar. Estos cierres presentan las siguientes ventajas frente a los convencionales:

a) la construcción de un buen cierre exige asegurar su unión permanente con el techo, suelo y paredes de la galería. El fallo de los cierres convencionales es debido, frecuentemente, al colapso de estratos débiles sobre ellos. El apilamiento neumático de caliza produce un cierre altamente compacto, que soporta el techo y las paredes. Cualquier movimiento de los estratos próximos provocará una mayor compactación del cierre. Añadiendo hormigón u otros aditivos a la caliza se obtendrán cierres aún más sólidos, y

b) si interesa, el cierre de caliza puede construirse de modo que pueda ser atravesado por pequeños caudales de agua. Si el agua es sólo ligeramente ácida, el paso a través del cierre la neutralizará eficazmente. Esto supone una ventaja, adicional, frente a los cierres estancos convencionales.

Se han realizado pruebas reales del apilamiento neumático de caliza, con resultados satisfactorios en lo referente a seguridad de construcción, resistencia del cierre y precio.

Para que la inundación de la mina sea un método eficaz, de control de la producción de agua ácida, es necesario sellar, también, los afloramientos de las capas explotadas, a través de los cuales se puedan filtrar aguas ácidas (PARIZEK y TARR, 1972). Este aspecto aún no ha sido considerado por los reglamentos federales de Estados Unidos (KIM et al., 1982). En estudios previos, sobre el tema, realizados por el U. S. Bureau of Mines se ha llegado a las siguientes conclusiones, con respecto a estas barreras de los afloramientos:

a) deben ser lo bastante gruesas para evitar que se produzcan filtraciones,

- b) deben ser lo bastante sólidas para soportar la carga hidráulica y evitar que revienten,
- c) deben establecerse con pendientes superficiales estables, y
- d) en muchos casos, será conveniente dotarlas de salidas de agua, que actúen como aliviaderos de presión.

#### 5.2.1.4 Sellado de sondeos abandonados

Al inundar una mina subterránea, se forma una acumulación de agua que, en casi todos los casos, es de mala calidad. En estas condiciones, los sondeos de investigación y de captación de aguas, que van asociados a la mina, pueden actuar como vías, a través de las cuales se infiltre el agua contaminada en otros acuíferos con menor carga hidráulica (RILEY et al., 1984; KIM et al., 1982).

HOONANIAN y SOMES (1984) han descrito el problema planteado en Tar Creek Superfund Site, Oklahoma. En este lugar, el agua contaminada, retenida en las labores mineras, circula a través de los sondeos, y está contaminando gravemente a un acuífero subyacente, fundamental en el abastecimiento de aguas de la zona. La figura 11.3 del apartado referente al impacto ambiental de las aguas ácidas de mina, esquematiza el problema planteado.

De lo anterior se desprende que, siempre que se vaya a inundar una mina abandonada, deberá estudiarse la necesidad de sellar los sondeos asociados a ella. Las perforaciones en servicio, hasta poco antes del abandono, no presentarán, en general, problemas para ser selladas. Sin embargo, los sondeos más antiguos abandonados presentan una doble dificultad:

- a) es preciso localizarlos, y

b) es necesario limpiarlos, ya que en general estarán obstruidos a cierta profundidad.

El coste del cierre de un sondeo puede descomponerse en dos sumandos (HOONANIAN y SOMES, 1984):

a) costo relacionado con la limpieza previa del sondeo, que es muy variable de un sondeo a otro, según la dureza y longitud de los tapones formados, y

b) costos independientes de la limpieza, que son relativamente constantes para los distintos sondeos.

El sellado de pozos y sondeos será una labor imprescindible a realizar en el abandono de muchas minas.

La figura II.17 muestra dos técnicas convencionales de sellado de pozos.

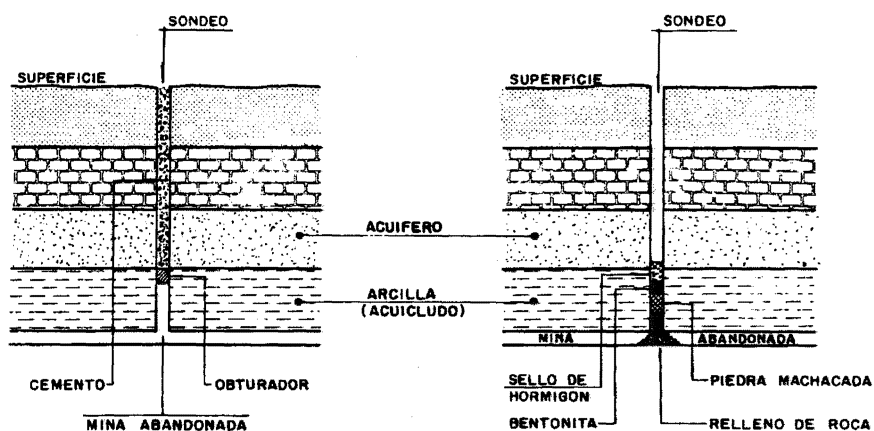


FIGURA II. 17.-

DOS SISTEMAS DE SELLADO DE UN POZO. EN AMBOS CASOS EL ACUIFERO QUEDA AISLADO DE LA MINA.

El objetivo es impedir que el agua ácida, almacenada en la mina, pueda llegar a mezclarse con el agua del acuífero situado sobre ella. Los pozos y sondeos pueden ser sellados desde la superficie o desde el interior de la mina. En general, es preferible lo segundo, lo cual exige la previsión del abandono de la mina, a lo largo de su vida activa.

#### 5.2.1.5 Inundación con neutralización natural

PARIZEK y TARR (1972) han analizado diversas situaciones hidrogeológicas, en las cuales el agua ácida, contenida en la mina, se neutralizará de forma natural, con aguas alcalinas procedentes de formaciones calizas.

La figura II.18 representa una mina inundada (sellada), por encima de la cual existen paquetes calizos. Mediante sondeos perforados desde la superficie se puede forzar el flujo descendente de aguas alcalinas hacia la mina.

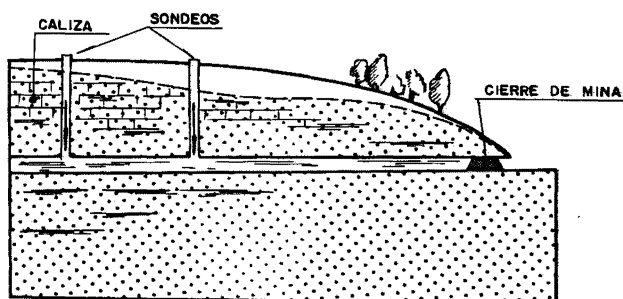
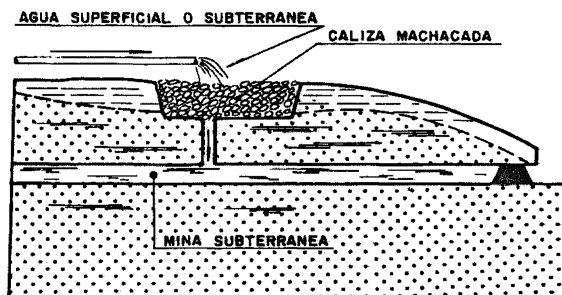


FIGURA II.18.-

MEDIANTE SONDEOS , PUEDE FORZARSE LA ENTRADA DE AGUA ALCALINA NATURAL EN LA MINA INUNDADA ( PARIZEK Y TARR , 1972 )

La figura II.19 representa un sistema similar al anterior, en el cual se ha depositado artificialmente, en la superficie, caliza triturada, productora de la alcalinidad.



**FIGURA II.19.-**

EL AGUA ALCALINA PUEDE ORIGINARSE EN ACUMULACIONES DE CALIZA , DISPUESTAS PARA ESTE FIN ( PARIZEK Y TARR, 1972 ).

En ambos casos, el agua alcalina que accede a la mina diluirá el agua ácida contenida en ella. El agua saturada en carbonatos cálcico y magnésico, en condiciones naturales, tiene un pH ligeramente superior a 8. Si el caudal alcalino es suficiente, se producirá una elevación significativa del pH en la mina. La consiguiente precipitación del hidróxido de hierro tendrá un doble efecto:

- a) desmineralizar el agua de la mina, mejorando su calidad, y
- b) formar costras, alrededor de los granos de sulfuros, impidiendo que la oxidación progrese.

PARIZEK y TARR (1972) no informan con respecto al éxito práctico de esta técnica.

## **5.2.2 Reducción del aporte de agua a la mina**

### **5.2.2.1 Descripción del método**

En algunos casos, es posible reducir, sustancialmente, el volumen de agua que afluye a la mina. De este modo, y sin cerrar herméticamente la mina, se consigue reducir el volumen de agua ácida formada.

Las técnicas del apartado 5.2.1 limitan la cantidad de aire disponible para la oxidación, mientras que ahora lo que se limita es el agua. Es indudable que nunca podrá evitarse, por completo, la entrada de agua en la mina y, por tanto, la oxidación progresará indefinidamente en la mina abandonada. Sin embargo, frecuentemente, estas técnicas reducen lo suficiente el caudal de agua ácida efluente, con lo que el problema se reduce.

En este sentido hay que recordar que la entrada de agua, en una mina abandonada, puede producirse a través de distintas vías (KIM et al., 1982):

- a) por filtraciones procedentes de acuíferos,
- b) por filtraciones de aguas superficiales,
- c) por grietas, fallas y sondeos asociados a la mina, y
- d) por aportes de agua procedente de otras labores mineras abandonadas.

Si el agua se filtra desde acuíferos, situados por encima o por debajo de la mina, o desde la superficie, cabe la posibilidad de realizar una impermeabilización, mediante tapones de cemento, de las galerías que reciben el aporte de agua. Si las condiciones hidrogeológicas del lugar son favorables, el drenaje por gravedad del acuífero superior o el "by-pass" entre un acuífero superior y otro inferior, pueden ser soluciones eficaces (PARIZEK y TARR, 1972).

Si el principal aporte de agua a la mina son las filtraciones de aguas superficiales, el remedio más eficaz es el desvío de estas aguas, antes de que se infiltren.

Las fracturas, grietas y sondeos abandonados, a través de los cuales afluye el agua a la mina, se pueden llegar a sellar y aislar, siempre que estén bien localizadas y sean estables. Del mismo modo, no suele ser difícil sellar las labores abandonadas, ajenas a las que se quieren dejar secas e interceptadas por éstas.

#### **5.2.2.2 Aplicabilidad de la impermeabilización y el desagüe**

El objetivo de estas técnicas es impedir la existencia de aguas retenidas en el interior de la mina, permitiendo que la mina drene libremente por gravedad, y reduciendo el caudal que circule por ella al mínimo posible.

Este objetivo no suele ser fácil de conseguir y, por ello, las técnicas de impermeabilización de minas abandonadas sólo son adecuadas para minas que se drenan por gravedad y no pueden ser inundadas (RILEY et al., 1984) o, más raramente, cuando las circunstancias hidrogeológicas son favorables, y pueden ponerse en práctica soluciones del tipo de las descritas por PARIZEK y TARR (1972). Estas últimas se describen en los apartados 5.2.2.6 y 5.2.2.7.

La mina Bunker Hill, en Idaho (figura II.13) es un ejemplo de mina que, en buena parte de sus secciones, no puede ser inundada, como se ha comentado en el apartado 5.2.1.2, referido a las limitaciones del método de inundación. Las minas en las que esto ocurre son muy frecuentes en regiones tradicionalmente mineras y con relieve escarpado ("minas de montaña").

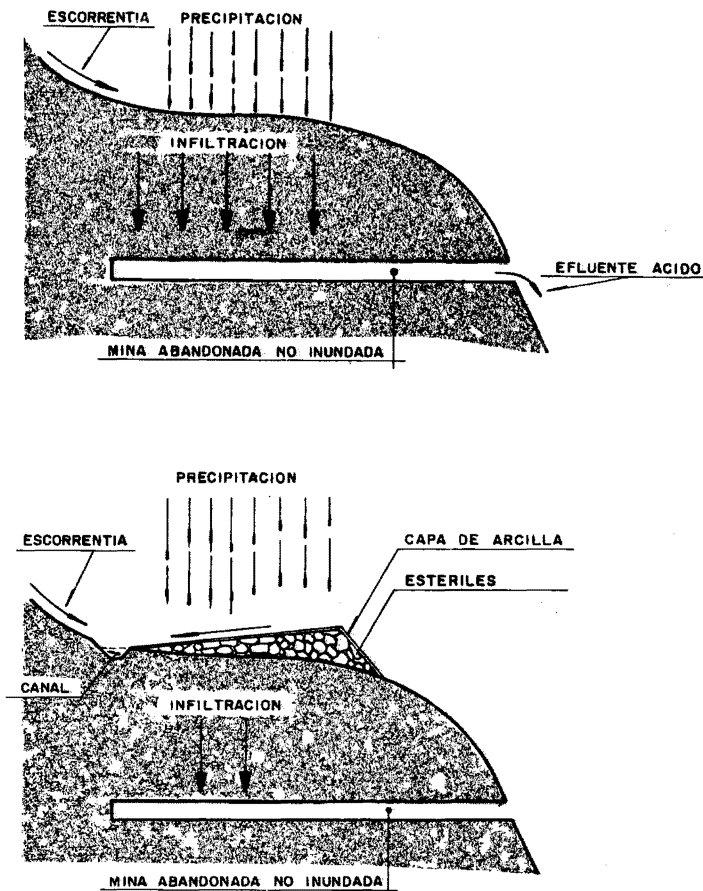


Por otra parte, en muchas de estas minas es difícil reducir la carga contaminante, contenida en las aguas ácidas producidas, aunque se reduzca su volumen. Esto es debido a que los pocillos, socavones y pozos ciegos de la mina están permanentemente llenos de agua, formando acumulaciones muy ácidas por la oxidación completa de los sulfuros en contacto con ella. Las avenidas de agua, que habitualmente serán estacionales, dada la influencia de las aguas superficiales en el régimen hidráulico de estas minas, harán rebosar dichas acumulaciones y pondrán en circulación sus aguas, dando lugar a la formación de efluentes de mina, más o menos reducidos en caudal, pero con una elevada carga contaminante (RILEY et al., 1984). Este problema sólo podrá resolverse impidiendo la formación de dichas acumulaciones de aguas subterráneas en la mina.

#### **5.2.2.3 Desvío superficial de aguas**

La canalización y desvío de las aguas superficiales suele ser una solución eficaz, para limitar el volumen de agua que entra en la mina.

Si la infiltración tiene lugar a través de grietas o fracturas localizadas, puede ser suficiente canalizar, en esos puntos, a los arroyos temporales que las alimenten. En el caso de que la infiltración tenga lugar a través de una superficie extensa, sin estar localizada en ningún punto concreto, será imprescindible desviar todas las aguas que acceden a dicho sector de infiltración. Si las precipitaciones atmosféricas y la permeabilidad de las rocas son altas, será conveniente remodelar los taludes superficiales e impermeabilizarlos con arcilla compactada, para aumentar la escorrentía (CRAZE, 1980; KIM et al., 1982). Las aguas así acumuladas deberán ser recogidas en canales y evacuadas fuera del lugar. Esta situación se recoge en la figura II.20.



**FIGURA II.20**

EL REDISEÑO DE LA SUPERFICIE PUEDE CONTRIBUIR EFICAZMENTE A REDUCIR LA INFILTRACION DE AGUAS SUPERFICIALES EN UNA MINA ABANDONADA.

Para que la aplicación de esta técnica tenga éxito es preciso realizar estudios hidrogeológicos de gran detalle, ya que basta que no se detecte una fractura, de gran permeabilidad, para que pueda fracasar una campaña de desvío de aguas superficiales.

#### **5.2.2.4 Sellado de grietas y sondeos**

Es una técnica muy eficaz, para impedir la circulación de agua en la mina, y con ello, tanto la entrada de aguas superficiales o procedentes de otros acuíferos, como la salida del agua contenida en minas abandonadas, hacia acuíferos con menor carga hidráulica.

Las grietas y fracturas, por su carácter irregular, sólo pueden sellarse en su afloramiento superficial o en su intersección con las labores mineras. Cuando son superficiales se suelen rellenar de arcilla compactada. Cuando aparecen en labores de interior se rellenan con cemento. Las grietas de subsidencia, como ya se ha comentado en el apartado 5.2.1.3, son especialmente problemáticas (KIM et al., 1982). La apertura de una nueva grieta puede abrir una nueva vía de penetración de agua en la mina. En cualquier caso, el efecto negativo de la formación de una nueva grieta es menor cuando se pretende mantener la mina en seco, que cuando está inundada y aislada de la atmósfera.

El taponamiento de sondeos y pozos abandonados se ha analizado en el punto 5.2.1.4. Los principales problemas que suelen presentarse, a la hora de sellar sondeos, están relacionados con su localización, desconocida y olvidada en muchos casos, y con la obstrucción por rellenos y derrumbes, que puede obligar a reperforarlos antes de sellarlos. HOONANIAN y SOMES (1984) han descrito, con gran detalle, la campaña de taponamiento de sondeos desarrollada en un complejo de minas abandonadas de Oklahoma.

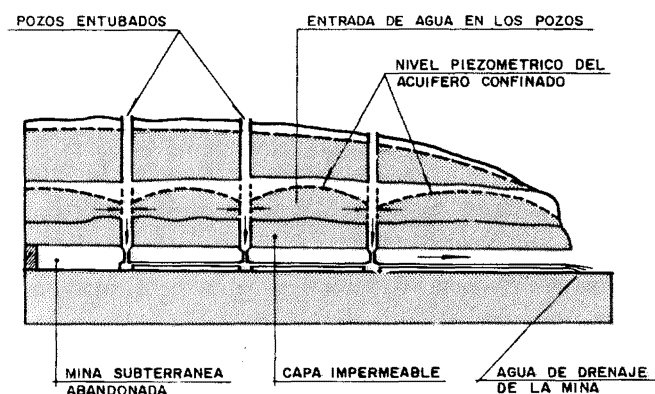
#### **5.2.2.5 Impermeabilización de galerías**

Si una galería atraviesa una formación permeable, a través de la cual se produce una importante entrada de agua en la mina, puede

considerarse la posibilidad de impermeabilizar sus paredes y techo con cemento o con capas de gunita. Estas técnicas son de uso común en minas activas, pero no han sido aplicadas a minas abandonadas. Su eficacia, en este caso, es muy dudosa por la necesidad de asegurar su mantenimiento durante largos períodos de tiempo.

#### 5.2.2.6 Drenaje gravitatorio a través de sondeos

Esta técnica se representa en la figura II.21. Ha sido descrita por PARIZEK y TARR (1972), y se puede aplicar en minas en las cuales se infiltra agua procedente de un acuífero en carga hidráulica respecto a las labores mineras, y separado de ellas por una capa semiconfinante.



**FIGURA II. 21.-**

POZOS DE DRENAJE POR GRAVEDAD EMPLEADOS PARA DESAGUAR MINAS SUBTERRANEAS  
( PARIZEK , 1971 , IN PARIZEK Y TARR , 1972 ).

La técnica consiste en perforar sondeos, a través de los cuales pueda desaguar el acuífero en el interior de la mina. De este modo se consigue deprimir lo suficiente la carga hidráulica del acuífero, para que dejen de producirse filtraciones, a través de la capa semiconfinante. El agua drenada por los sondeos es conducida al exterior mediante tuberías, para impedir que se acidifique al entrar en contacto con los materiales piríticos de las paredes de la mina. Los sondeos serán captantes sólo en los tramos que interese; en el resto irán protegidos por tubería ciega y tapones de bentonita-cemento.

El drenaje gravitatorio, a través de sondeos, tiene como principales ventajas su sencillez, eficacia, y el no necesitar ningún mantenimiento, si el sistema se instala correctamente. Sin embargo, su aplicación tiene numerosas limitaciones:

- a) no puede instalarse en minas que han sido abandonadas en el pasado, por el peligro que encierra trabajar en huecos largo tiempo abandonados, y tampoco puede instalarse en minas en las que sea previsible que se produzcan hundimientos del techo, tras el abandono,
- b) exige una serie de circunstancias hidrogeológicas favorables, entre ellas una adecuada permeabilidad del acuífero en carga, lo cual reduce mucho su campo de aplicación, y
- c) el acuífero en carga, que ha de ser deprimido, no debe tener aplicaciones locales para suministro de agua.

Esta técnica de desagüe de minas puede ser aplicada, también, a minas activas. Esto constituye una ventaja suplementaria, ya que, tras el abandono, puede mantenerse como sistema de desagüe el empleado durante la actividad de la mina.

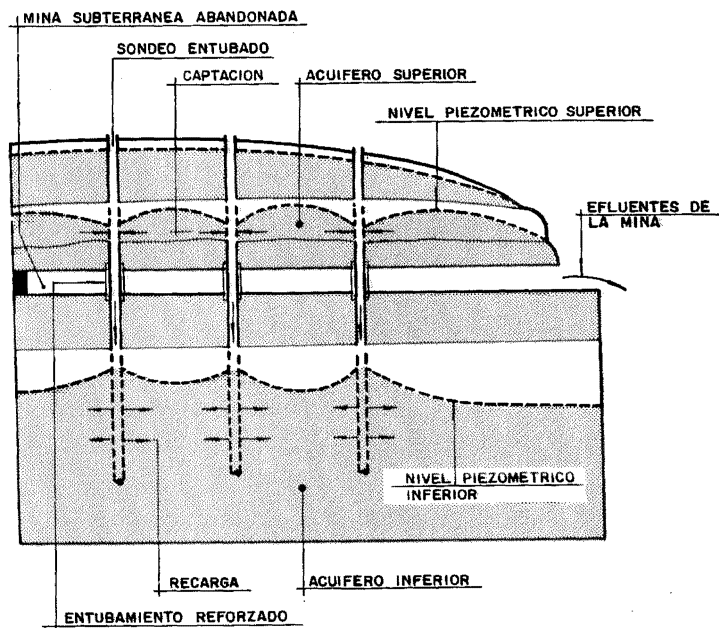
### 5.2.2.7 Interconexión de acuíferos

Esta técnica, desarrollada simultáneamente por AHMAD (1970) y PARIZEK (1970), y descrita por PARIZEK y TARR (1972), es una modificación de la anterior. Puede aplicarse si, además de darse las circunstancias que exige el drenaje por gravedad mediante sondeos, la mina se encuentra situada en un área de recarga hidráulica. Esto quiere decir que debe existir, bajo las labores mineras que se abandonan, un acuífero de bajo nivel piezométrico y suficiente permeabilidad para admitir recargas puntuales. La calidad del agua de este acuífero no debe ser distinta de la del acuífero que se va a deprimir.

La figura II.22 permite comprender el fundamento del "by-pass" de acuíferos. La técnica consiste en perforar sondeos que, atravesando las labores mineras, intercomunican un acuífero confinado, situado por encima de ellas, con otro situado por debajo. Si por encima de la mina existen varios acuíferos, los sondeos deberán, en general, captar agua del inferior de ellos.

Los sondeos deberán ser protegidos con tubería, la cual estará ranurada al nivel de ambos acuíferos, para permitir la circulación del agua del superior al inferior. En los niveles correspondientes a la mina, el entubamiento deberá ser especial, capaz de resistir inalterado, durante tiempo indefinido, frente al ataque del ambiente ácido que, inevitablemente, existirá en la mina tras el abandono. Para conseguirlo se deben recubrir los tubos con cemento resistente a los sulfatos, o con material plástico o cerámico.

Una vez abandonada la mina, según la técnica del "by-pass" de acuíferos, ésta drenará libremente. El agua será ácida, pero su caudal muy reducido, en comparación con el que se obtendría sin tomar medidas específicas de abandono.



**FIGURA II. 22.-**

UNA MINA SUBTERRANEA ABANDONADA PUEDE , BAJO DETERMINADAS CIRCUNSTANCIAS , SER MANTENIDA EN SECO MEDIANTE UN SISTEMA DE BY-PASS DE ACUIFEROS ( PARIZEK Y TARR , 1972 ).

La técnica de intercomunicación de acuíferos tiene varias ventajas:

a) el agua del acuífero superior no queda contaminada, ya que se introduce en el acuífero inferior. De lo contrario, se infiltraría en la mina, donde se acidificaría y se cargaría de metales, para finalmente filtrarse y contaminar al acuífero inferior, o salir de la mina en forma de agua ácida,

b) el suministro de agua, en las captaciones de la zona, no se ve gravemente afectado. Cuando son varios los acuíferos existentes por encima de la mina, tan sólo el inferior verá deprimido su nivel piezométrico. Los superiores no se ven afectados. Cuando el acuífero deprimido es importante, en el suministro de agua de la zona, podrá captarse agua del mismo, sin afectar al sistema de drenaje, ya sea perforando nuevos sondeos o empleando los entubados, previamente taponados en un nivel intermedio entre el acuífero captado y la mina,

c) un sistema de interconexión de acuíferos es relativamente barato de instalar. Por ser extremadamente simple en su fundamento, puede funcionar de modo indefinido, sin mantenimiento o con escaso mantenimiento. No existe riesgo de taponamiento, por deposición de hidróxido férrico. Tan sólo se podría deteriorar por derrumbamientos importantes del techo de mina, y

d) el mismo sistema empleado para el desagüe de la mina activa puede emplearse en la mina abandonada.

Los inconvenientes, fundamentales, de la técnica de interconexión de acuíferos, son dos:

a) exige una serie de circunstancias hidrogeológicas, que restringen mucho la viabilidad de su empleo, y

b) en aquellas minas en las que la interconexión de acuíferos es viable, la inundación suele serlo también, constituyendo una alternativa de abandono más barata. Sin embargo, la interconexión de acuíferos es, en general, preferible a la inundación, ya que impide la formación de un almacenamiento subterráneo de agua contaminada.



## 5.3 TECNICAS PREVENTIVAS APLICABLES A MINAS A CIELO ABIERTO

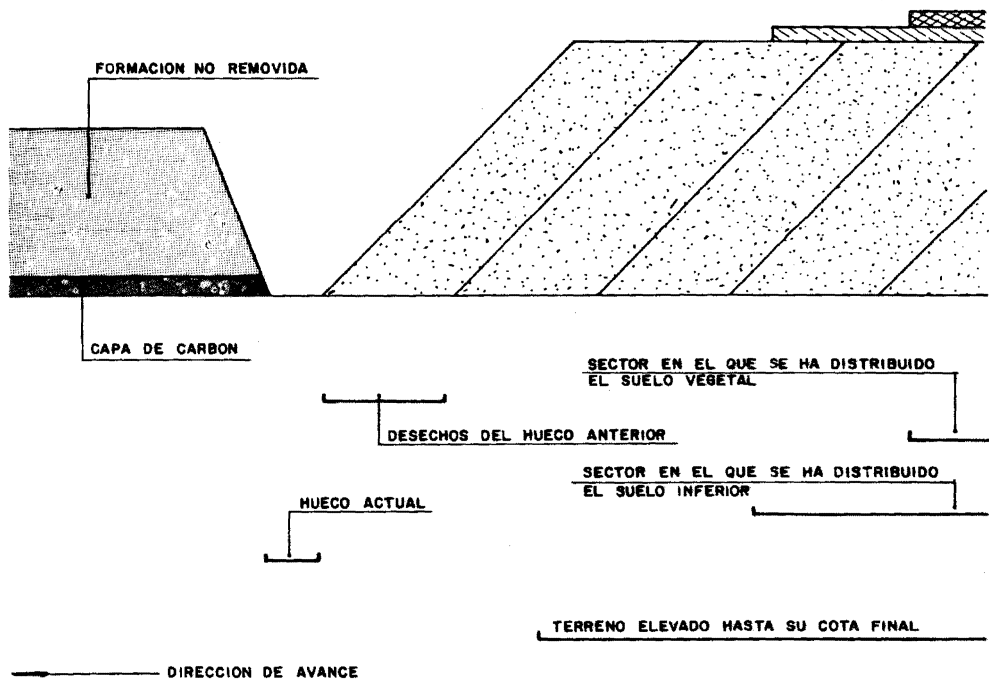
### 5.3.1 Introducción

Se denomina "restitución" ("reclamation" en la literatura anglosajona), al conjunto de labores que se realizan en terrenos gravemente afectados por las explotaciones mineras, con objeto de que sus características agronómicas, hidrogeológicas, paisajísticas y de todo tipo vuelvan a ser, como mínimo, igual a las originales.

Las técnicas convencionales de restitución están orientadas, fundamentalmente, a regenerar agronómicamente los terrenos. Para conseguirlo se suele añadir, superficialmente, cierta cantidad de caliza. Este aditivo, unido a la presencia de una capa vegetal, que consume oxígeno y tiende a generar un ambiente reductor en superficie, explica el que, en algunos casos, se consiga evitar la formación de aguas ácidas, sin aplicar técnicas de restitución específicamente orientadas hacia este fin. La figura 11.23 representa una mina de transferencia, en la cual se va realizando la restitución convencional de los terrenos a medida que la explotación concluye en ellos. En este estéril apilado no se efectúa ningún tipo de diferenciación entre materiales piríticos y alcalinos.

Sin embargo, existe gran cantidad de minas en las cuales, debido a sus características geológicas, hidrológicas o topográficas, es necesario realizar labores específicas de restitución, diseñadas para evitar que se formen aguas ácidas, que representen una amenaza para la calidad de las aguas superficiales o subterráneas.

Existe una amplia bibliografía referente a minas abandonadas cuyas escombreras, productoras de aguas ácidas, han sido restituidas según el método convencional, que comprende las siguientes operaciones:



**FIGURA II. 23.-**

ESQUEMA DE UNA MINA A CIELO ABIERTO CON RESTITUCION PROGRESIVA DE LOS TERRENOS EXPLOTADOS ( REED , 1984 ).

- a) explanación y compactación,
- b) distribución de una capa de caliza triturada,
- c) distribución de una capa de suelo vegetal,
- d) abonado, y
- e) siembra de especies resistentes a la acidez.

SCHUBERT y PRODAN (1981) y SCHUBERT y MILLER (1982) han descrito casos de minas abandonadas, en Illinois, en las que se produjo el

empeoramiento de la calidad del agua tras la restitución, seguido de un período de lenta y progresiva mejoría. En muchos otros casos, como los descritos por MELE, PRODAN y SCHUBERT (1982), el efecto de las técnicas tradicionales de restitución fue el contrario: tras un breve período de mejora, la calidad del agua empeoró luego progresivamente y, en la actualidad, las escombreras restituidas siguen produciendo aguas ácidas de muy mala calidad.

De lo anterior se desprenden dos conclusiones:

- a) los métodos de restitución, empleados actualmente y en el pasado, no siempre han demostrado ser eficaces para controlar la producción de aguas ácidas, y
- b) todavía no se comprenden, por completo, los procesos implicados en la producción de aguas ácidas, lo que explica el que, frecuentemente, se obtengan resultados contrarios a los esperados.

HINKLE (1984) ha descrito un caso en el cual se han obtenido buenos resultados, a largo plazo (más de siete años), completando la restitución con grandes cantidades de aguas residuales urbanas, sin que se haya producido ningún tipo de contaminación orgánica.

Una característica común, a casi todas las técnicas preventivas que se están desarrollando actualmente, es la referente a las elevadas inversiones iniciales que se requieren, ya que deben ser planificadas y realizadas durante el desarrollo de la explotación minera (en una escombrera, durante el apilamiento de los desechos). Por el contrario, la restitución puramente agronómica se realiza una vez que ha concluido el apilamiento de materiales en la escombrera.

La necesidad de diseñar y realizar la restitución, sin poder

estudiar directamente las acumulaciones de desechos mineros, en los cuales se van a formar las aguas ácidas, ha obligado a desarrollar técnicas de predicción de la producción de aguas ácidas en cada mina. Estas técnicas constituyen, hoy en día, un aspecto fundamental de la restitución de terrenos, y se describen en el apartado siguiente.

Las técnicas destinadas a evitar la formación de efluentes ácidos, a partir de residuos mineros al aire libre, están en pleno desarrollo. Algunas de ellas son todavía experimentales. Otras han sido insuficientemente contrastadas y se encuentran mal documentadas en la literatura.

Las técnicas, actualmente empleadas o en desarrollo, son las siguientes:

- a) desvío de aguas superficiales (surface water diversion),
- b) sellado con arcilla (clay seals),
- c) compactación del relleno,
- d) impermeabilización de la superficie de las escombreras,
- e) manipulación de la cobertera (overburden selective placement),
- f) colocación de lechos de caliza en los materiales pirríticos,
- g) inhibición bacteriana:
  - mediante bacterias,
  - mediante detergentes aniónicos,
  - mediante sustancias orgánicas conservantes, y
- h) inyección alcalina.

Las cuatro primeras técnicas tienen por objeto modificar los flujos de agua subterránea, de modo que las aguas ácidas no lleguen a

formarse. Las cuatro últimas tienen un doble objetivo: por una parte, pretenden crear un ambiente alcalino (o menos ácido), que impida que la acidificación del agua continúe, y por otra neutralizar "in situ" el agua ácida que se forme.

Varios de estos métodos (segundo, tercero y quinto) no pueden llevarse a la práctica en escombreras completadas (o abandonadas), y con algunos de los restantes sólo podrán obtenerse mediocres resultados. Tan sólo el primero, cuarto y octavo son específicos para escombreras abandonadas.

Hemos de añadir que existen discrepancias entre los diversos autores, acerca del efecto beneficioso que una capa de suelo, situada sobre una escombrera pirítica, puede ejercer para evitar la formación de ácido. Existe tendencia a pensar que la capa de suelo, sobre todo si es arcilloso, sellará eficazmente el material pirítico. AXELSSON et al. (1985) han investigado sobre este tema, llegando a las siguientes conclusiones:

- a) el sellado que se consigue no es eficaz. Un suelo arcilloso tiene una permeabilidad vertical muy superior a la horizontal, que permite la filtración del agua y la formación de ácido. Esto se evitaría compactando suficientemente, pero en este caso las plantas no podrían asentarse sobre la superficie compactada,
- b) los suelos con mejores propiedades impermeabilizantes son los constituidos por mezclas de bentonita con tierra vegetal, y
- c) un suelo situado sobre una escombrera pirítica ejerce un efecto secundario muy interesante para evitar la formación de aguas ácidas: ante una precipitación, retiene una fracción importante del agua y la devuelve luego a la atmósfera, por evapotranspiración, evitando que se filtre y acidifique.

### 5.3.2 Predicción del potencial de formación de aguas ácidas

Buena parte de las explotaciones de carbón y sulfuros, a cielo abierto, que se están desarrollando actualmente, constituyen, por su magnitud, una grave amenaza para la calidad de las aguas, una vez abandonada la mina. Los gobiernos de muchos países están promulgando normas, cada vez más estrictas, relativas a la preservación de la calidad del agua, lo cual obliga a las empresas mineras a restituir, de modo cada vez más perfecto, los terrenos afectados por su actividad. Las técnicas de restitución más eficaces (y a la larga más baratas), son las que consisten en diferenciar diversos materiales en el estéril, para darles uno u otro, tratamiento en función de su capacidad de producción de ácido.

De lo anterior se desprende que es muy necesario, conocer para el operador minero, antes de comenzar la explotación de la mina, los efectos que ésta va a tener en la calidad del agua, para diseñar, en consecuencia, las labores de restitución que reduzcan al mínimo el impacto negativo. Esto exige disponer de técnicas de predicción fiables, y lo más sencillas posibles.

En Estados Unidos se exige que toda empresa minera presente, al solicitar una concesión, la previsión detallada del impacto que su actividad tendrá sobre la calidad de las aguas, tras el abandono. La previsión deberá ser interpretada por el operador, por consultores especializados, y por las autoridades reguladoras, y esta previsión constituye una parte importante de cara a la viabilidad final del proyecto (ERICKSON et al., 1985).

Las técnicas de predicción están en plena evolución, y el actual "estado del arte" se ha desarrollado realmente en los últimos cuatro o cinco años.

La descripción más clara y completa, de las publicadas hasta la fecha, es la de REED (1984). En ella se basa, fundamentalmente, el resumen que se presenta a continuación, y que se completa, en los apéndices, con una descripción detallada de las técnicas, tal y como fueron propuestas por sus autores.

Existen dos tipos de análisis:

- a) análisis de laboratorio, que permiten calcular la máxima y mínima cantidad de ácido que pueden producir las rocas estudiadas, y
- b) ensayos de meteorización simulada, también en laboratorio, que tienen por objeto adaptar los resultados de los análisis de laboratorio a las condiciones concretas de meteorización del lugar.

#### **5.3.2.1 Análisis de laboratorio**

Durante la fase de investigación del yacimiento, por sondeos, deben tomarse testigos continuos de las rocas que van a ser removidas, con objeto de identificar los tramos potencialmente productores de aguas ácidas y los potencialmente neutralizadores. Es necesario que esto se realice sobre muestras representativas.

Los testigos continuos, obtenidos de los sondeos, deben ser disgregados o triturados, hasta obtener una serie de muestras, en general de peso inferior a 500 g y molidas por debajo de 0,2 mm.

Cada una de estas muestras debe ser sometida a las siguientes determinaciones:

- a) pH,
- b) humedad,
- c) capacidad neutralizadora de acidez: CNA (ANC en la literatura anglosajona),
- d) contenido total de azufre,
- e) contenido de azufre orgánico, y
- f) contenido de azufre orgánico y pirítico.

A continuación se establece un contenido medio de azufre pirítico en las rocas (C), en función del contenido total de azufre y de los contenidos medios de azufre orgánico y en forma de sulfatos. Con este valor se calcula la cantidad de ácido que podrá formarse, suponiendo que se va a oxidar todo el azufre pirítico.

Con los resultados de los análisis anteriores se puede predecir:

- a) la máxima producción de ácido teóricamente posible, suponiendo que la CNA sea nula, y
- b) la mínima producción de ácido teóricamente posible, suponiendo que la CNA sea máxima.

El valor de la producción real de ácido será un valor intermedio entre estos dos.

Las simplificaciones y suposiciones admitidas durante el proceso son:

- a) todo el azufre pirítico se transforma en ácido sulfúrico,
- b)  $\% \text{ azufre pirítico} = c \cdot \% \text{ azufre total}$ , siendo c el valor medio regional calculado estadísticamente, y
- c) los resultados medios se consideran proporcionales a la potencia de la muestra.



Este método ha sido puesto a punto por HENDERSON y NORTON (1984) y resumido por REED (1984). En apéndice se detallan las técnicas de laboratorio y un ejemplo concreto.

#### **5.3.2.2 Ensayos de meteorización simulada**

Se emplean para determinar el comportamiento de las rocas ante la meteorización. Han sido estudiados por diversos autores y, fundamentalmente, por CARUCCIO y GEIDEL (1980, 1981).

El método de CARUCCIO es complejo, lo cual le resta parte de la utilidad que teóricamente tiene. Se describe con detalle en apéndice. En este método se considera una columna para ser estudiada, y se admite que durante el arranque, transporte y apilamiento, al menos el 1% de las rocas se descompone en granos del tamaño empleado en los ensayos de meteorización. Con este planteamiento, puede realizarse una estimación cualitativa de la mínima cantidad de ácido que se producirá, cuando las rocas sean meteorizadas. La estimación cuantitativa se obtendrá al extrapolar, a toda la superficie que se considere, los datos de la meteorización simulada, teniendo en cuenta las características de los estratos determinados con el análisis de los testigos continuos.

Como ya se ha indicado, el ensayo de meteorización es básicamente un intento de reconstruir, en el laboratorio, las condiciones existentes en el estéril durante la meteorización. El proceso, tal como ha sido resumido por REED (1984) es el siguiente:

- a) las muestras de roca se machacan hasta un tamaño inferior a 4 mm. Se introducen 300-500 g de muestra en una cámara inerte de plástico. En el interior de la cámara la atmósfera se

purga, continuamente, con un flujo de aire húmedo, de modo que la muestra se oxide por completo,

b) cada 3 ó 5 días la muestra se lixivia con agua desionizada. El agua disuelve los productos de meteorización, que son recogidos en el líquido lixiviado. De este modo se simula la infiltración y la recarga naturales de agua, y

c) los productos de meteorización son fácilmente solubles y, al ser lavados, se forma el agua ácida, que se recoge para ser analizada.

La disolución de los materiales carbonatados tiene lugar más lentamente y, en consecuencia, la alcalinidad producida, durante el tiempo en el cual el agua de enjuague está en contacto con la muestra, es mucho menor que la que se deduce de las condiciones de equilibrio.

La alcalinidad contenida en el fluido lixiviado proviene, fundamentalmente, del agua del enjuague anterior que, por capilaridad, quedó retenida en los poros del sólido. Este agua permaneció en contacto con los materiales carbonatados 3 ó 5 días, tiempo suficiente para alcanzar el equilibrio con los carbonatos de calcio y magnesio.

Los desagües sucesivos arrastran el agua alcalina capilar, proporcionando así una cierta alcalinidad al agua de lixiviación. En consecuencia, la producción de alcalinidad, por parte de una formación litológica no puede ser calculada mediante ensayos de lixiviación.

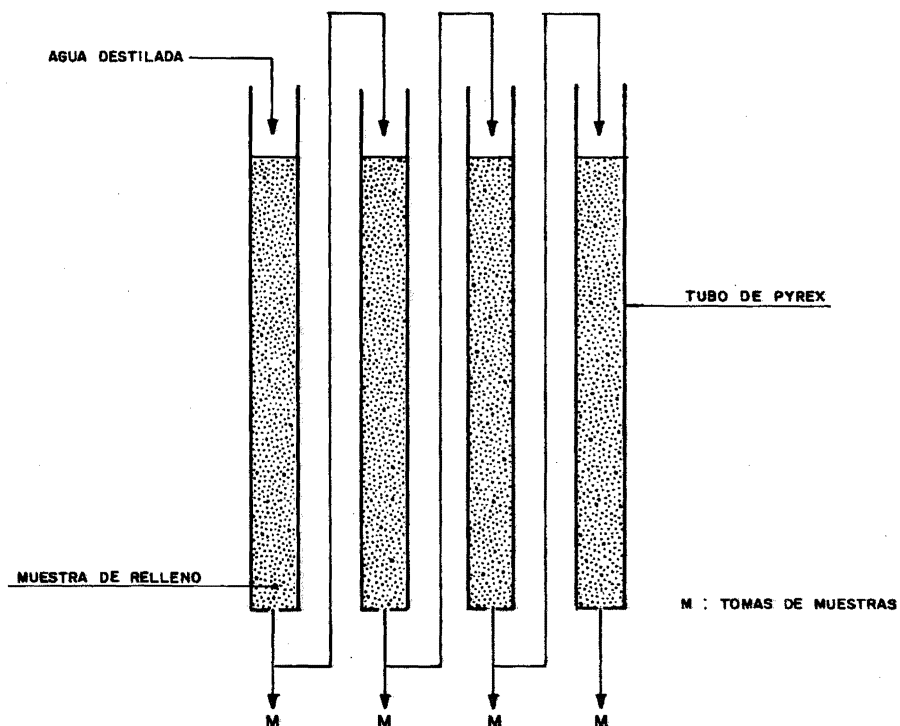
La producción de ácido se calcula a partir de tres datos:

a) volumen de agua de lixiviación,

b) calidad del agua de lixiviación,

c) peso de la muestra empleado en el ensayo.

Pueden disponerse varias cámaras de lixiviación en serie, según indica la figura II.24. De este modo se puede estudiar el efecto provocado, en la lixiviación de una muestra, al emplear agua previamente acidificada en otra muestra similar.



**FIGURA II. 24.-**

DISPOSITIVO EXPERIMENTAL PARA DETERMINAR LA INFLUENCIA DE LA CALIDAD DEL AGUA SOBRE LA LIXIVIACION DE LOS MATERIALES PRODUCTORES DE ACIDEZ ( REED, 1984 ).

Un procedimiento para calcular la máxima cantidad de ácido, más rápidamente que con los ensayos de meteorización simulada, consiste en incluir bacterias ferrooxidantes en la muestra, con lo cual la oxidación queda catalizada a la máxima velocidad. Los enjuagues y recolección de fluido lixiviado son similares a los del método de meteorización simulado.

En cualquier caso, del análisis de los testigos continuos sólo puede obtenerse una idea aproximada de la calidad de las aguas que circularán por el interior de los terrenos restituidos. Para estimar con precisión, es imprescindible tener en cuenta otros factores, como son la geoquímica del agua subterránea de la zona, la calidad del agua de lluvia, la hidrología del lugar en el que estuvo situada la mina, o la disposición del estéril (entremezclado o clasificado).

### **5.3.3 Descripción de las técnicas preventivas**

#### **5.3.3.1 Desvío de aguas superficiales (surface water diversion)**

Consiste en intentar reducir, mediante canales, tuberías o cualquier otro dispositivo, el aporte de agua en los materiales que generan el ácido. Es una técnica poco documentada, tal vez por su sencillez y escasa eficacia, pero que exige la realización de un estudio hidrogeológico del lugar, para identificar las vías de recarga de los residuos mineros.

Es un método que presenta muchos inconvenientes, debido a que:

- a) es difícil de sistematizar, ya que es inevitable que las soluciones adecuadas sean específicas para cada lugar, y que su eficacia dependa de la experiencia y técnica del diseñador,

b) no siempre es posible detectar, claramente, las vías de recarga en un emplazamiento concreto y, aún en el caso de que lo sea, no siempre es posible interceptar y desviar el agua, y

c) a partir de una cantidad relativamente pequeña de agua (que incluso puede ser de aporte directo por lluvia), puede formarse una cantidad grande de ácido. Por tanto, mediante el desvío de aguas, estaremos cambiando un caudal grande de agua moderadamente mala, por otro menor de agua muy mala, que puede presentar los mismos problemas de contaminación o neutralización.

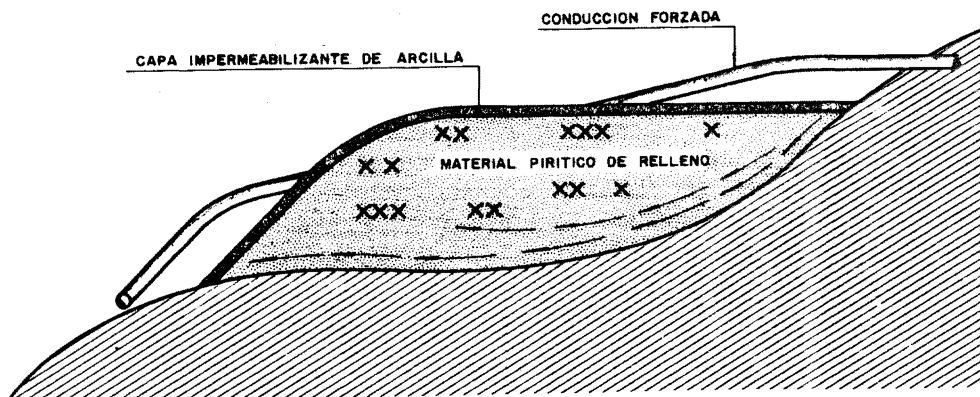
Como ventaja, puede considerarse el que, en algunos casos, este método será fácil y barato de llevar a la práctica. Habitualmente se emplea cuando hay que desviar las aguas de escorrentía procedentes de la parte alta de la cuenca que, de otro modo, cruzarían la mina. Estas aguas se restituyen al cauce aguas abajo de la mina, habitualmente sin ningún tratamiento.

El desvío de aguas se puede aplicar en muchos casos y, en todos ellos, debe ser complementado con otras técnicas, para reducir con eficacia la producción de aguas ácidas.

La figura 11.25 representa un caso ideal, en el cual el desvío de un cauce superficial contribuye, activamente, a impedir la formación de aguas ácidas.

#### **5.3.3.2 Sellado con arcilla (clay seals)**

Es frecuente rellenar los sectores agotados, de las cortas, con los desechos procedentes de la explotación de otros frentes (minería de transferencia). En muchas ocasiones, a través del talud, se produce

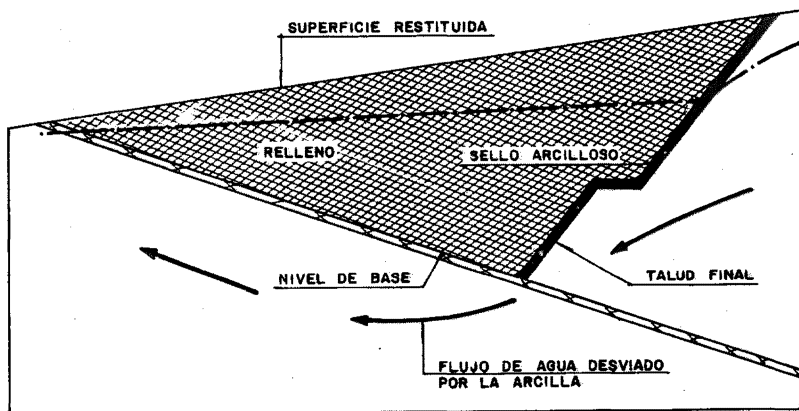


**FIGURA II. 25.-**

EN ESTE EJEMPLO, EL DESVIO DE UN CURSO DE AGUA COMBINADO CON LA IMPERMEABILIZACION SUPERFICIAL, ASEGURARA LA NO FORMACION DE AGUAS ACIDAS EN LA ESCOMBRERA.

la descarga de agua de algún acuífero interceptado, en cuyo caso es conveniente recubrir el talud con arcilla a medida que se rellena el hueco. De este modo se consigue reducir el aflujo de agua que, una vez relleno el hueco, circularía a través de los estériles, acidificándose. La figura II.26 ilustra una impermeabilización de este tipo.

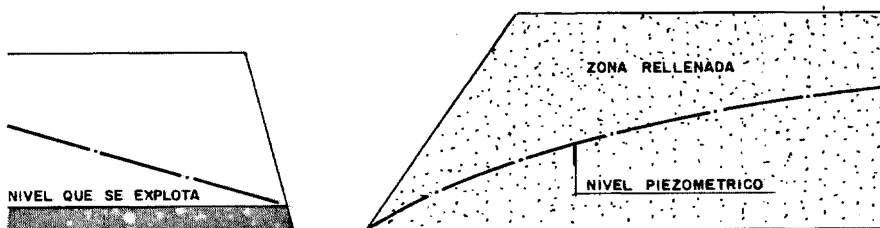
Un caso similar se presenta cuando la explotación, a cielo abierto, intercepta cualquier labor de interior, lo cual es frecuente en las cuencas mineras tradicionales. Es norma recomendable, en este caso, sellar con arcilla las labores interceptadas, con lo cual se intercepta la circulación de aguas subterráneas en cualquiera de los dos sentidos.



**FIGURA II. 26.-**

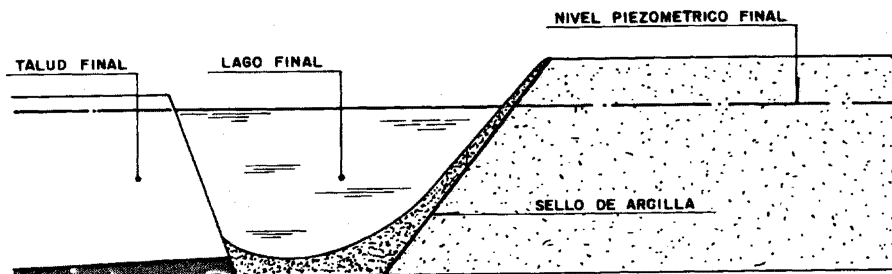
EL EMPLEO DE ARCILLA PARA SELLAR EL TALUD PUEDE SER UN METODO EFICAZ PARA IMPEDIR LA CIRCULACION DEL AGUA SUBTERRANEA A TRAVES DEL RELLENO ( NORTON, 1983 )

A veces se forman lagos en las cortas abandonadas, o en los huecos finales dejados por minas de transferencia, cuando el nivel piezométrico local se sitúa por encima del nivel de base de la explotación. Si existe suficiente material pirítico, en los taludes del hueco, el lago degenerará en un depósito de agua ácida (BABIJ et al., 1980). Esto puede evitarse sellando con arcilla los taludes que, por su contenido en pirita, puedan causar este problema. El sello de arcilla deberá ser estabilizado con una capa de estéril no productor de ácido. La figura II.27 ilustra un caso de este tipo.



a) DURANTE EL DESARROLLO DE LAS OPERACIONES MINERAS, SE DEPRIME EL NIVEL PIEZOMETRICO.

**FIGURA II. 27.-**



- b) SI EL NIVEL PIEZOMETRICO ESTA SITUADO POR ENCIMA DE LA CAPA EXPLOTADA, SE FORMARA UN LAGO TRAS EL ABANDONO DE LA MINA .

**FIGURA II.27 .-**

FORMACION DE UN LAGO EN UNA MINA A CIELO ABIERTO ABANDONADA  
( HERRING, 1977 , IN REED , 1984 ).

LIBICKI (1985) ha descrito el almacenamiento de estéril y cenizas de central térmica de una mina de lignito a cielo abierto en Polonia (figura II.28). En este caso se ha protegido con pantallas y presas impermeables el recinto de almacenamiento, para evitar la contaminación de un acuífero subyacente arenoso, a 100 m de profundidad, con agua de buena calidad.

### 5.3.3.3 Compactación del relleno

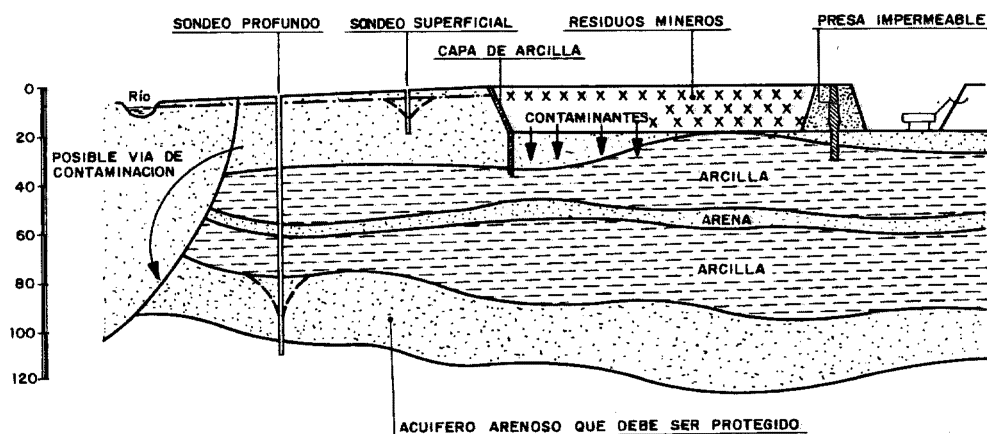
Al compactar los desechos mineros, que se están acumulando en una escombrera o rellenando un hueco, disminuye su permeabilidad, con lo cual se consiguen los siguientes efectos:

- a) se dificulta la circulación del agua, con lo que el tiempo de residencia del agua en la escombrera aumenta. La oxidación



seguirá siendo completa, pero la velocidad de reacción disminuirá y, por tanto, también la producción de acidez, y

b) se dificulta la difusión de oxígeno atmosférico, lo cual ralentiza la oxidación de la pirita y, además, da lugar a un ambiente casi anaerobio, desfavorable para que la bacteria Thiobacillus ferrooxidans desarrolle su actividad.



**FIGURA II. 28.-**

ESQUEMA DEL ALMACENAMIENTO DE RESIDUOS EN UNA MINA DE LIGNITO A CIELO ABIERTO EN POLONIA ( LIBICKI, 1985 ).

La computación debe realizarse a medida que se van acumulando los residuos. No es un método de restitución válido por sí mismo, pero colabora eficazmente con cualquier otro que se ponga en práctica.

#### 5.3.3.4 Impermeabilización superficial de escombreras

Consiste en situar una capa impermeable en la superficie de las escombreras, de modo que se reduzca al mínimo el flujo de agua en el interior de los desechos.

Es una técnica cara pero muy eficaz, indicada para restituir escombreras abandonadas, de pequeña extensión, que produzcan aguas tóxicas y constituyan un problema local serio.

En la actualidad se emplean varios tipos de materiales para impermeabilizar. Cada uno presenta ventajas e inconvenientes, como se recoge en la tabla II.1.

Material	Ventajas	Inconvenientes
Láminas de PVC	Completamente impermeables Bajo coste de instalación	Susceptible de agujerarse Material relativamente caro
Lechadas de cemento	Bajo precio Bajo coste de instalación	Sujeto a meteorización Incierta relación compactación/permeabilidad
Arcillas (bentonita)	Duradero Barato. Disponible en muchos lugares	Incierta relación compactación/permeabilidad Requiere condiciones secas para ser aplicado
Asfalto	Totalmente impermeable	Material caro Alto coste de instalación Susceptible de deformarse

**TABLA II.1.-**

CUADRO COMPARATIVO DE LOS DISTINTOS SISTEMAS EMPLEADOS ACTUALMENTE PARA IMPERMEABILIZAR SUPERFICIALMENTE ESCOMBRERAS.

El empleo de arcillas se ha generalizado, ya que resulta barato, frecuentemente es fácil de localizar y resulta aceptablemente eficaz y

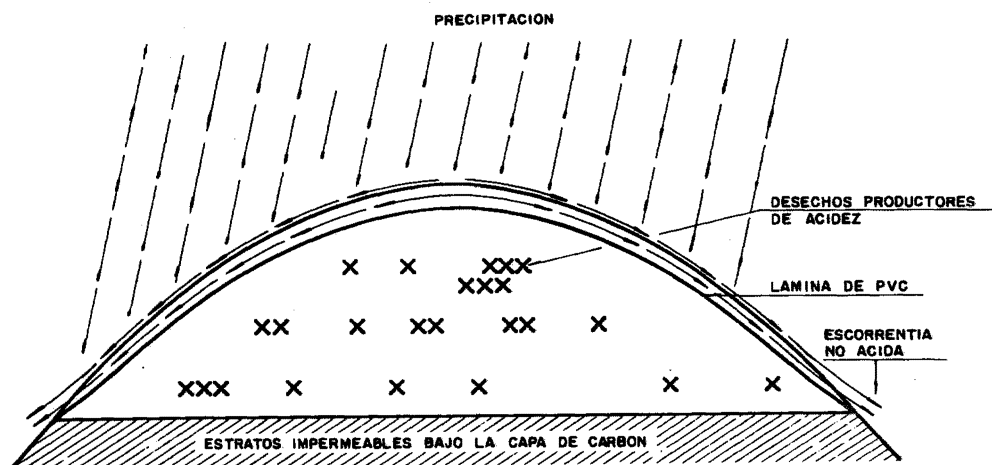
sencillo de instalar. Los mejores resultados, en un plazo relativamente corto (unos meses), se obtienen con el empleo de láminas de PVC, las cuales se instalan en forma de grandes planchas, generalmente de unos 20 mm de grosor, que se solapan y se sueldan con un adhesivo o disolvente adecuado.

La secuencia típica de operaciones, para restituir una escombrera, según esta técnica, es la siguiente:

- a) explanación y nivelación del lugar, de modo que el drenaje se produzca desde el centro hacia la periferia, y de manera que no queden pendientes superiores al 15%. Se construirán canales, para desviar el agua de escorrentía que pudiera infiltrarse en las áreas situadas por encima de la cota de los manantiales, y con una pendiente superior al 15%,
- b) compactación, con un rodillo vibratorio, de la superficie sobre la cual se va a instalar el material,
- c) extensión del material impermeable,
- d) colocación de una capa permeable (hasta 50 cm), para asegurar el drenaje de la capa vegetal,
- e) extensión de una capa de 70 cm, como mínimo, de tierra vegetal o mezclas de materiales capaces de sostener una cubierta vegetal, y
- f) adición de cal y fertilizantes y siembra.

La compactación del material impermeable, si se trata de arcillas, es fundamental no sólo para la impermeabilización, sino también para desviar lentamente los flujos de agua subterránea, alejándolos del área que se restituye.

Las figuras II.29 y II.30 ilustran casos de restitución en los que se ha seguido la técnica descrita.

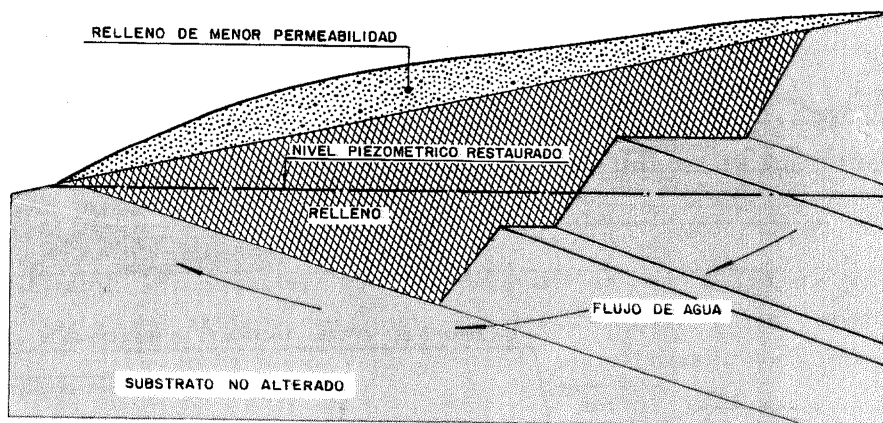


**FIGURA II.29.-**

IMPERMEABILIZACION SUPERFICIAL DE RESIDUOS DE UNA MINA EN LOS QUE NO SE HAN SEPARADO MATERIALES ACIDOS EN EL ESTÉRIL .

### 5.3.3.5 Manipulación selectiva del estéril (overburden selective placement)

Frecuentemente existen, entre los estériles que van a integrar la escombrera, una serie de materiales con un potencial ácido mucho mayor que el resto. En muchos casos, estos materiales podrán separarse en el arranque y ser depositados, durante el relleno, en el interior de una trampa impermeable, situada en el seno de las escombreras.



**FIGURA 11.30.-**

SE PUEDE IMPEDIR EL FLUJO DEL AGUA A TRAVES DEL RELLENO MEDIANTE LA COLOCACION EN LA SUPERFICIE DE LOS MATERIALES MENOS PERMEABLES, QUE ACTUAN COMO SOBRECARGA. DE ESTE MODO, SE EVITA LA CONTAMINACION DEL AGUA SUBTERRANEA (NORTON, 1983)

Esta técnica tiene una eficacia garantizada, con magníficos resultados a largo plazo. En contraposición, tiene un elevado coste inicial, ya que:

- a) exige la realización de tests predictores de acidez, que deben ser extensos y fiables,
- b) exige introducir las tareas de restitución en la planificación de la mina, con lo cual ésta se complica (la figura 11.31 representa el arranque y apilamiento de estéril en una mina, de transferencia, en la cual se confinan los materiales potencialmente tóxicos en la parte inferior del relleno), y

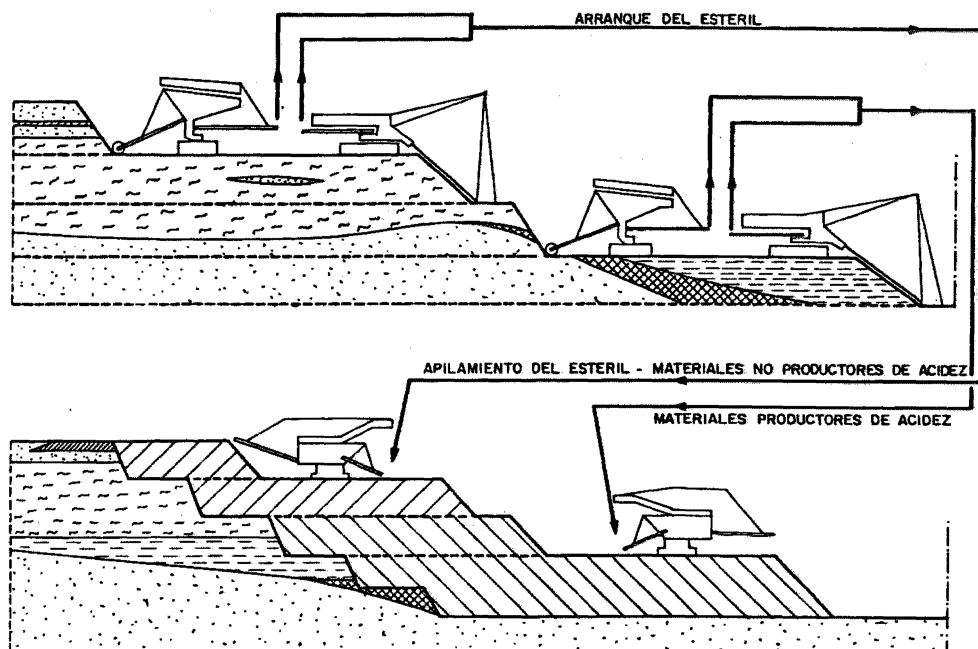


FIGURA II.31.-

ESQUEMA DEL ARRANQUE Y APILAMIENTO EN UNA MINA DE TRANSFERENCIA EN LA CUAL SE REALIZA MANIPULACION SELECTIVA DEL ESTÉRIL. ( TURALA Y. WYSOCKI, 1979 ).

c) exige realizar las tareas de restitución durante la explotación de la mina.

No obstante, es una técnica preventiva poco documentada, a pesar de su aplicación general y sus reconocidas ventajas.

INFANGER y HOOD (1980) han estudiado la influencia, sobre la producción de agua ácida, del orden de apilamiento de los materiales del estéril, llegando a las siguientes conclusiones:

- a) el orden de apilamiento influye, decisivamente, sobre la producción de acidez,
- b) la producción de acidez es máxima cuando la capa pirítica se sitúa a techo, y
- c) la producción de acidez es mínima cuando una capa de caliza o pizarra ligeramente alcalina se sitúa sobre los materiales piríticos.

El material impermeable, que se debe situar sobre los materiales productores de acidez, será uno de los descritos en el apartado 5.3.3.4, y su instalación está sujeta a las mismas consideraciones expuestas en dicho apartado.

La utilización del PVC presenta dificultades especiales, por su fragilidad, especialmente si el estéril se va a depositar, sobre las planchas, con dumper o con dragalina.

El empleo de arcilla es especialmente indicado en estos casos. Debe extenderse con scrapers, nunca formando pendientes superiores al 20%, y debe extenderse formando un paraguas, bajo el cual se sitúan los materiales productores de acidez. Es fundamental controlar la humedad de la arcilla cuando se extiende, ya que la máxima impermeabilidad la alcanza con un contenido de agua (en peso) que, para la esmectita, ronda el 15% por la dilatación que el agua produce en la arcilla.

La compactación debe ser intensa, con dos objetivos:

- a) impermeabilizar al máximo tanto los desechos piríticos, como la arcilla que los cubre, y
- b) dar a la arcilla la suficiente rigidez para soportar, sin que

se formen grietas, los esfuerzos que aparecerán cuando se deposite el resto del estéril.

Es importante que los desechos piríticos queden enterrados a suficiente profundidad, para garantizar que, a largo plazo, la erosión no los haga aflorar. Por otra parte, deben situarse por encima del nivel piezométrico del lugar.

La figura II.32 esquematiza un ejemplo de aplicación de esta técnica, empleando arcilla para impermeabilizar.

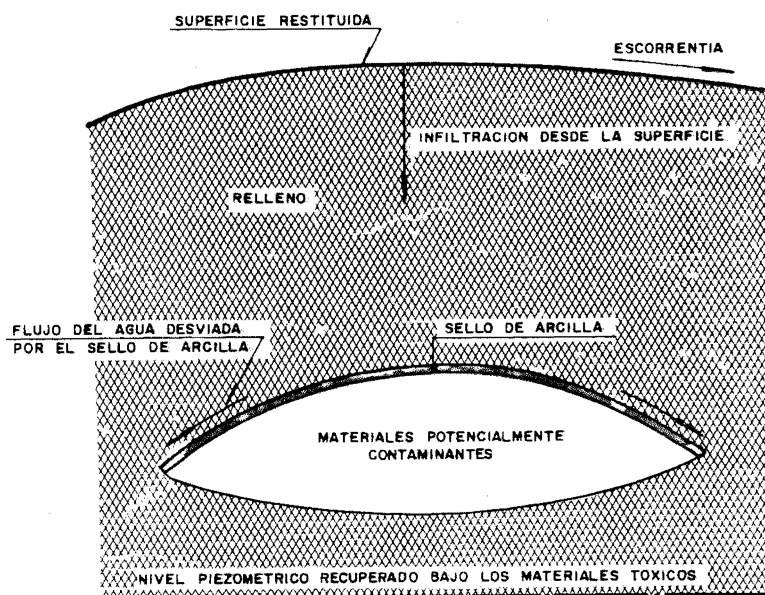
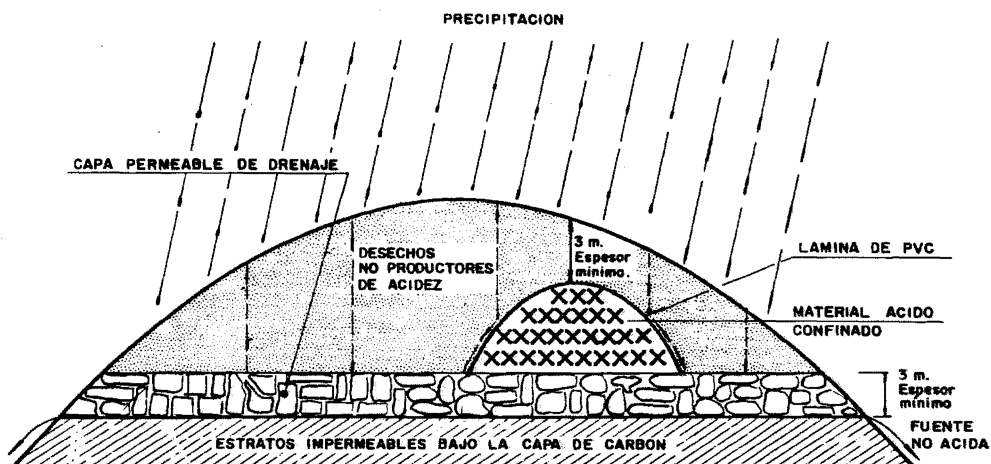


FIGURA II.32.-

MEDIANTE EL TRATAMIENTO SELECTIVO DE LAS CAPAS DE LA COBERTERA, PUEDE IMPEDIRSE LA CONTAMINACION DEL AGUA SUBTERRANEA ( MILLER, 1979, IN REED, 1984 ).



La figura II.33 representa una aplicación del método a la minería de carbón, de tipo "mountaintop removal", en la que se ha empleado PVC para sellar. Es de destacar la instalación de una capa de material permeable bajo los desechos, para asegurar el drenaje. En una configuración de este tipo el nivel piezométrico no plantea problemas, ya que quedará muy por debajo de la mina.



**FIGURA II. 33.-**

MANIPULACION SELECTIVA DEL ESTERIL. LOS MATERIALES ACIDOS QUEDAN CONFINADOS BAJO UNA CAPA IMPERMEABLE.

#### 5.3.3.6 Colocación de lechos de caliza en el relleno

La distribución de una capa de caliza, en la superficie de la escombrera, es una operación que se incluye en casi todas las campañas de restitución de terrenos. Es, por tanto, una de las

técnicas más comunes de restitución. Sin embargo, presenta varias limitaciones graves.

La actuación de la caliza es doble:

- a) la caliza da lugar a un ambiente alcalino, o moderadamente ácido, en la escombrera, que inhibe la actuación del Thiobacillus ferrooxidans y, en consecuencia, es capaz de inhibir la oxidación de la pirita, y
- b) la caliza es capaz de neutralizar, al menos parcialmente, a las aguas ácidas.

GEIDEL y CARUCCIO (1982) han estudiado el efecto de la restitución con caliza, en una mina abandonada de carbón, que producía aguas ácidas, en Ohio. En este lugar, la calidad del agua mejoraba lentamente, de modo espontáneo, y se observó que en las zonas fuertemente ácidas, la caliza aceleró la mejora, pero de modo poco significativo y efímero. Esto se atribuye a dos causas:

- a) el poder neutralizador de la caliza es escaso, y
- b) la actuación de la caliza se interrumpe, una vez que se ha depositado una capa de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  sobre su superficie.

Por el contrario, en las zonas de escasa producción de acidez, la mejoría fue notable y duradera. De hecho, en aquellas minas en las cuales el estéril es rico en carbonatos, no se suelen plantear problemas de aguas ácidas.

La conclusión a la que llegan GEIDEL y CARUCCIO es que la aplicación superficial de una capa de caliza dolomítica no es un medio eficaz, para mejorar la calidad del agua ácida de un sistema de aguas subterráneas ya establecido. Sin embargo, sí puede serlo

para impedir que se deteriore el agua de un sistema todavía no establecido.

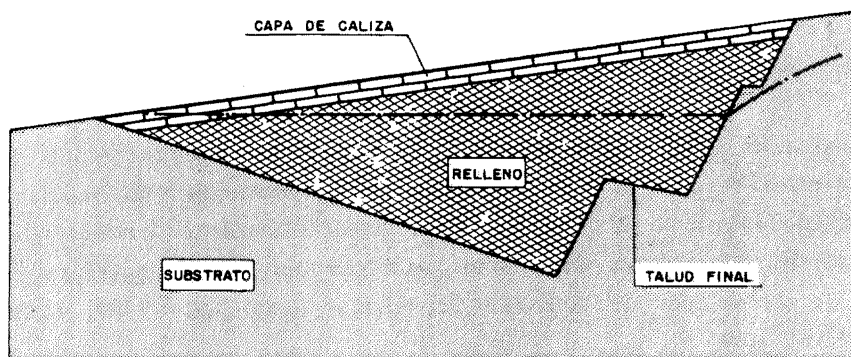
Las calizas más eficaces son las compuestas por carbonato cálcico casi puro. También son eficaces neutralizadoras las calizas con contenidos bajos en calcio, pero con abundante calcita de alta superficie específica. Las menos eficaces son las magnesitas, seguidas de cerca por las calizas dolomíticas (GEIDEL 1980, FORD 1972 in REED, 1984).

La figura II.34 presenta dos posibilidades de ubicación de la caliza en el relleno: en una sola capa superficial, o en varias capas intercaladas entre los desechos. Es razonable pensar que la segunda disposición sea más eficaz, pero también más propensa a que la caliza sea rápidamente desactivada, por la formación de costras de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  sobre ella.

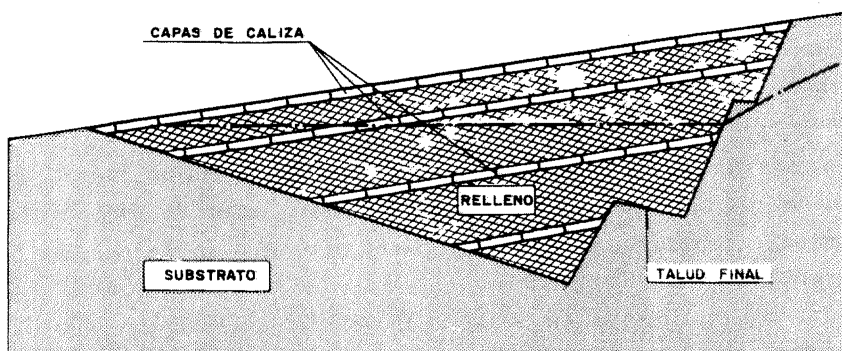
REED (1984) ha resaltado la importancia de realizar predicciones fiables, de la cantidad de caliza necesaria en cada lugar, con el objeto de reducir, al máximo posible, los costes de la restitución. En general, deberán emplearse los tests descritos en la sección 5.3.2.

#### 5.3.3.7 Inhibición bacteriana

En la década de los años cincuenta, se comprobó el papel fundamental que desempeña la bacteria Thiobacillus ferrooxidans, en la formación de las aguas ácidas de mina. Tras el descubrimiento se realizaron algunos intentos de desarrollar un método de control, mediante la inhibición de la bacteria. Pronto se abandonó la investigación, ya que se desconocía qué sustancias podían ser inhibidores eficaces, y se tenía la certeza de que, cuando su efecto pasase, la repoblación bacteriana sería inmediata.



a). CAPA UNICA DE CALIZA



b). VARIAS CAPAS DE CALIZA

**FIGURA II.34.-**

LA DISTRIBUCION DE CAPAS DE CALIZA EN EL RELLENO PUEDE IMPEDIR LA CONTAMINACION DEL AGUA SUBTERRANEA ( REED, 1984 ).

Recientemente ha renacido el interés por esta técnica, y se han conseguido resultados importantes, debidos, fundamentalmente, a in-

vestigadores norteamericanos. Entre ellos destaca KLEINMANN, autor o co-autor de casi todos los trabajos sobre el tema.

En este sentido existen, en la actualidad, tres líneas de investigación, desigualmente desarrolladas:

- a) inhibición biológica, campo en el que, se ha investigado poco,
- b) inhibición con detergentes aniónicos, método que parece estar próximo a su techo de eficacia, y
- c) inhibición con conservantes orgánicos, método que se está desarrollando en la actualidad como alternativa al anterior.

#### **i) Inhibición bacteriana biológica**

Mediante técnicas de microscopía electrónica, se han detectado, en las aguas neutras de algunas minas de carbón, bacterias del género Caulibacter, que inhibe la formación de ácido, en desechos piríticos, cuando éstos son atravesados por aguas que la portan (SHEAREN 1970 in REED 1984).

Los Caulibacter son bacterias muy pequeñas (0,2 micras de diámetro) e inofensivas. Frecuentemente han sido detectadas en lagos, arroyos y otros cursos de agua.

Mediante experimentos de laboratorio, se ha determinado que, gracias al Caulibacter, podrían reducirse los costes de neutralización de aguas, en instalaciones industriales, entre cinco y diez veces. También los costes de manipulación y almacenamiento de lodos podrían reducirse sustancialmente.

No obstante, la bibliografía sobre el desarrollo técnico de este método de inhibición es prácticamente inexistente.

## **ii) Inhibición bacteriana por detergentes aniónicos (SLS)**

El Thiobacillus ferrooxidans es una bacteria que cataliza la oxidación de la pirita, y acelera la acidificación inicial de estériles con pirita y marcasita, expuestos a la acción atmosférica. Se deduce, por tanto, que es posible reducir sustancialmente la producción de aguas ácidas, combinando la inhibición de las bacterias ferro-oxidantes con el empleo de métodos de restitución adecuados.

La inhibición de las bacterias se consigue mediante agentes bactericidas. De entre los muchos existentes, una serie de surfactantes aniónicos biodegradables (detergentes), han demostrado controlar la acción del Thiobacillus ferrooxidans de modo rentable y ambientalmente seguro. Pero, antes, conviene señalar que se conocen muchas sustancias que inhiben la actividad de esta bacteria, pero que no tienen aplicación industrial, por alguna o varias de las siguientes razones:

- a) son excesivamente caras,
- b) producirían un problema de contaminación de aguas superior al que se pretende controlar, debido a su toxicidad, y
- c) no quedan fijadas, de modo que, con el agua de lluvia, serían lavadas y se repoblarían las colonias de Thiobacillus ferrooxidans.

Por el contrario, los detergentes aniónicos son una familia de inhibidores de Thiobacillus ferrooxidans, baratos y ambientalmente inocuos en bajas concentraciones.

Estos detergentes sólo son bactericidas a bajo pH, y su acción desaparece cuando la acidez ha disminuido lo suficiente.

Según KLEINMANN y ERICKSON (1983), el detergente aniónico más eficaz, es el sodio lauril sulfato (SLS). Esta conclusión, se ha extraído a partir de numerosos ensayos de laboratorio, donde se compararon tres de estos detergentes (figura II.35): sodio lauril sulfato, alquil benceno sulfonato y alfa olefin sulfonato.

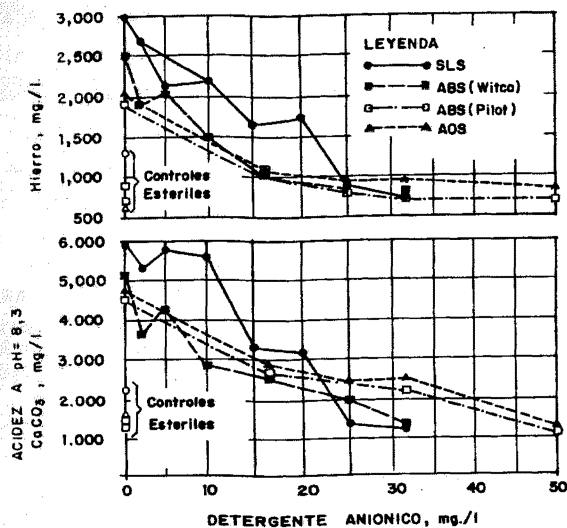


FIGURA II. 35 .-

EFFECTO DE LOS DETERGENTES ANIONICOS EN EL GRADO DE ACIDEZ DE UNA MINA PIRITICA ( KLEINMANN Y ERICKSON , 1983 ).

SLS : SODIO LAURYL SULFATO  
ABS : ALKIL BENCENO SULFONATO  
AOS : ALFA OLEFIN SULFONATO

Según REED (1984), el SLS presenta las siguientes características:

- con concentraciones de lauril sulfato de sodio (SLS) de 10-20 ppm se consigue reducir la formación de ácido en un 40%,

b) con concentraciones superiores a 25 ppm, el SLS actúa como un bactericida, reduciendo la producción de ácido en un 90%,

c) los detergentes aniónicos sólo son bactericidas en condiciones de bajo pH, lo que constituye una ventaja adicional para su empleo, y

d) aún no existe un acuerdo general sobre el mecanismo de actuación de los detergentes aniónicos, aunque se admite, mayoritariamente, que alteran las membranas semi-permeables de las bacterias, permitiendo que los hidrogeniones penetren en ellas, y así, de hecho, las bacterias mueren atacadas por el ácido que ellas mismas producen.

Este sistema, para evitar la formación de aguas ácidas de mina, tiene diversas ventajas:

a) es barato,

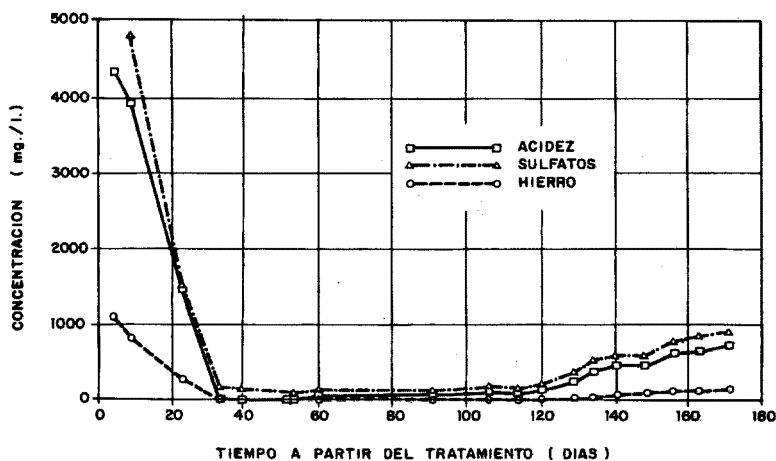
b) es fácil de aplicar,

c) reduce los costes de tratamiento de aguas, y

d) mejora la calidad de los efluentes.

En los últimos años, el U. S. Bureau of Mines (ERICKSON et al., 1985) ha realizado experiencias a escala real. En general, los resultados conducen a señalar que, un mes después de realizarse el tratamiento (figura II.36), las concentraciones de sulfato, manganeso y la acidez de los efluentes se reduce entre un 60% y un 90%, y el contenido en hierro desciende entre un 90% y un 95%. Pero, al cabo de cuatro meses, la contaminación comienza a aumentar lentamente. En ninguno de los casos, se detectan concentraciones significativas de SLS.





**FIGURA II.36.-**

EFFECTOS DEL SODIO LAURYL SULFATO SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA, EN UNA ESCOMBRERA DE RECHAZOS DE CARBON, EN UNA MINA ACTIVA AL NOROESTE DE VIRGINIA. CONCENTRACION : 500 l./Ha DE UNA SOLUCION AL 30% ; DILUIDA 50 : 1 ( KLEINMANN Y ERICKSON , 1983 ).

El SLS se administra mediante riego por aspersión, de una solución diluida, sobre la superficie de la escombrera. Sólomente es necesaria, la cantidad suficiente de SLS, para saturar los materiales de los 30 cm superficiales de la escombrera, cuya capacidad de adsorción de SLS debe ser previamente determinada en laboratorio.

El criterio de saturar únicamente los 30 cm superficiales, es debido a las tres razones siguientes:

- a) se admite, en la literatura, que la oxidación de la pirita se produce, principalmente, en la capa superficial oxigenada de la escombrera,

b) la posterior desadsorción y percolación del SLS, extenderá la acción bactericida a niveles no superficiales, y

c) se prefiere subtratar las escombreras antes que sobretratarlas, para evitar concentraciones excesivas de SLS en las aguas efluentes.

Ante los buenos resultados, obtenidos por el U. S. Bureau of Mines, en las pruebas a gran escala, la industria minera ha comenzado a usar el SLS como bactericida, con resultados no siempre buenos. Los lugares y materiales donde las empresas han comenzado el tratamiento son: los rechazos de lavado de carbón, los parques de almacenamiento de carbón, las zonas abandonadas no restituidas y, en general, los estériles piríticos removidos.

Una empresa ha conseguido evitar la formación de aguas ácidas, durante cinco años, a pesar de tratarse de una mina en la que se producen rápidamente aguas muy ácidas. Estos buenos resultados han sido conseguidos repitiendo el riego con SLS dos o tres veces al año.

Existen también casos opuestos: minas en las que no se ha registrado mejora de la calidad del agua, o está ha sido muy breve. El fracaso puede ser explicado, en muchos casos. Frecuentemente es debido a dosificación inadecuada, o a condiciones geológicas adversas, problemas fáciles de solventar si se conocen las causas del fracaso, lo cual demuestra que el uso de detergentes aniónicos, como bactericidas, es una técnica que aún no se domina por completo.

En la publicación RI 8847 del U. S. Bureau of Mines (1983), se detalla cómo y cuando debe realizarse el riego de SLS en cada caso. En este sentido son tres los principios básicos que hay que tener en cuenta, para que la operación sea un éxito:

a) es preciso determinar, a priori, si el tratamiento va a ser rentable. Para ello parte de que se realizan dos o tres aplicaciones anuales, con camión o aspersores, a un costo de 1.500 dólares por hectárea (en 1985). El ahorro puede cifrarse en el 60% de los costes de neutralización de las aguas ácidas y en el 90% de los costes de manipulación de lodos. Si, en este sencillo balance, el ahorro no es sensiblemente mayor que los costos, deberá considerarse que la técnica no es adecuada en ese lugar,

b) el bactericida debe alcanzar el material pirítico y ser adsorbido por él. Esto no es posible si el lugar está cubierto por tierra vegetal (restituido). Si los materiales piríticos tienen una capacidad de adsorción de SLS muy baja, el detergente será lavado en la primera lluvia y no se producirá ninguna mejora a medio o largo plazo en la calidad del agua, y

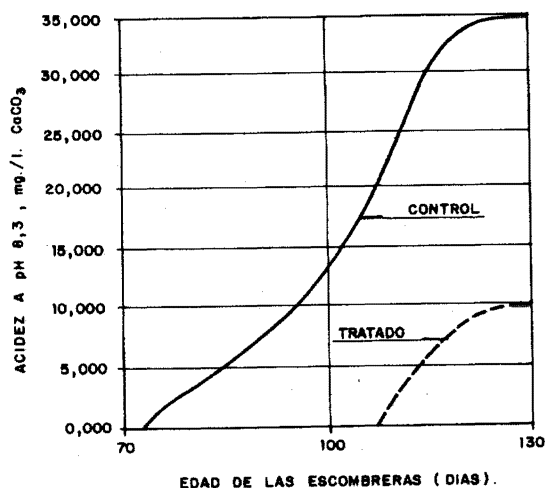
c) es preciso estudiar el tiempo de residencia del agua en los materiales que van a ser tratados. Si es muy largo (superior a un año en algunas minas), el efecto del SLS quedará enmascarado y retrasado, ya que la mejora de la calidad del agua no puede producirse en un tiempo inferior al que tarda el agua en circular. Si existe una cantidad considerable de agua retenida, en el interior de los materiales piríticos, será preciso repetir el tratamiento durante años antes de que comiencen a notarse sus efectos, si no se neutraliza o drena previamente el agua retenida.

El tratamiento con detergentes aniónicos (SLS) ha demostrado ser eficaz, para reducir los costos de tratamiento de aguas ácidas en instalaciones mineras, pero no puede ser considerado como una técnica de control a largo plazo. El U. S. Bureau of Mines está investigando en dos direcciones para resolver este problema:

a) reducir la solubilidad de los detergentes. Esto se ha conseguido utilizando tecnologías de emisión lenta, desarrolladas para otros biocidas convencionales, y es de esperar que, pronto, será posible disponer de sistemas de emisión controlada de bactericidas durante períodos de muchos años, y

b) identificar otros inhibidores de Thiobacillus ferrooxidans que son ambientalmente seguros y que reaccionan con las aguas ácidas de mina, formando precipitados ligeramente solubles. Estos compuestos podrán formar sus propios sistemas de emisión lenta espontáneamente, en un ambiente ácido.

La primera dirección de investigación, se empezó al comienzo de esta década, y se basa en el empleo de pellets de un elastómero, donde se introduce el detergente. De este modo, el SLS es lentamente expulsado del pellet y lavado por el agua subterránea, una vez que ha alcanzado la superficie del mismo (figura II.37).



**FIGURA II.37.-** MEDIANTE LA EMISION CONTROLADA DE DETERGENTES, SE PUEDE REDUCIR ENTRE UN 50% Y UN 95% LA PRODUCCION DE ACIDO EN UNA ESCOMBRERA PIRITICA (KIM ET AL., 1982):

limitaciones de los detergentes aniónicos son evidentes, sobre todo para el caso del abandono de una mina. Este aspecto se desarrolla en el punto iv).

### iii) Bactericidas de efectos retardados

Las investigaciones recientes de SOBEK, SHELLHORN y RASTOGI (1985), han puesto de manifiesto que la acidez, en las primera etapas de la revegetación, puede actuar destruyendo las raíces y, en general, la cubierta vegetal instalada. El uso de bactericidas, como retardadores de la acidificación, se realiza fundamentalmente en esta etapa.

En general, se requieren unos años, de uso de bactericidas retardados, para asegurar una restauración con éxito. Si se produce acidez, en la primera etapa de la restauración, ésta puede percolar hacia la superficie y destruir la vegetación. Sin embargo, manteniendo una fuerte cobertera vegetal, durante tres o más años, puede romperse el ciclo en la producción de aguas ácidas, debido a tres causas biológicas naturales:

- a) cuando se establece un sistema resistente de raíces, éstas compiten, tanto como las bacterias productoras de acidez, por el oxígeno y por la humedad,
- b) debido al restablecimiento de bacterias heterotróficas del suelo y de hongos, se produce un efecto beneficioso al formarse ácidos orgánicos, que son inhibidores de las bacterias Thiobacillus ferrooxidans, y
- c) debido a la acción de respiración de las raíces de las plantas, y a estas bacterias heterotróficas, se incrementan los

niveles de  $\text{CO}_2$  en el suelo, y se forma un ambiente desfavorable para el crecimiento del Thiobacillus ferrooxidans.

En función de las características geoquímicas, hidrológicas, de potencial ácido y de potencial de neutralización del lugar en estudio, se realiza la elección del tipo de bactericida más eficaz. Para ello, se procede a realizar una serie de ensayos de laboratorio que, en general, se agrupan en dos tendencias, el test de incubación de Batch y el test de la columna de lixiviación.

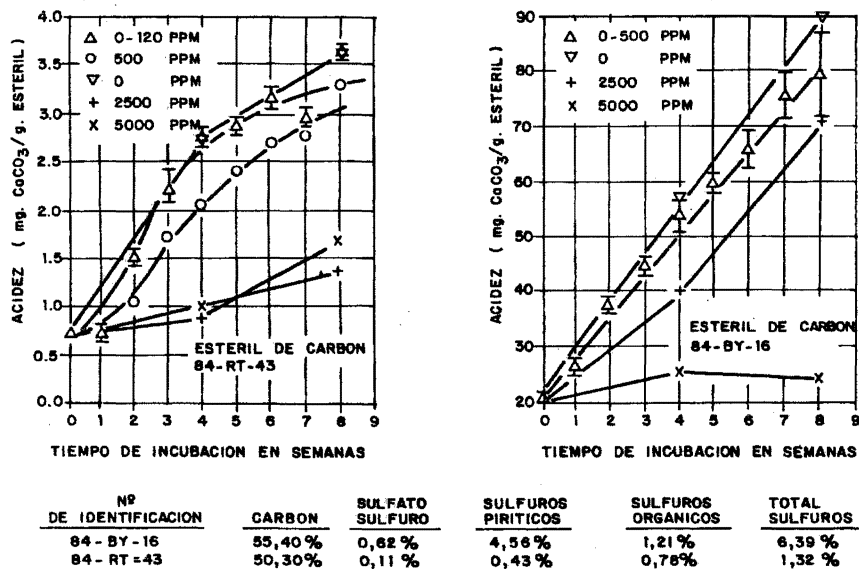


FIGURA II. 38.-

EFFECTO DE LA CONCENTRACION DE BACTERICIDA EN LA GENERACION ACIDA. LAS BARRAS DE ERROR SON PARA  $\pm 1$  DESVIACION STANDARD BASADA EN OCHO MEDIDAS REALIZADAS CADA SEMANA (SOBEK ET AL., 1985).

Siguiendo a los mencionados autores (SOBEK, SHELLHORN y RASTOGI, 1985), la figura II.38, muestra los resultados de un test de

incubación para dos muestras (84-BY-16 y 84-RT-43). Los diagramas se han realizado en base al sodio lauril sulfato (SLS) como detergente, utilizando varias concentraciones de detergente.

La figura II.39 muestra un ensayo del tipo columna de lixiviación, en las mismas condiciones que en el caso anterior.

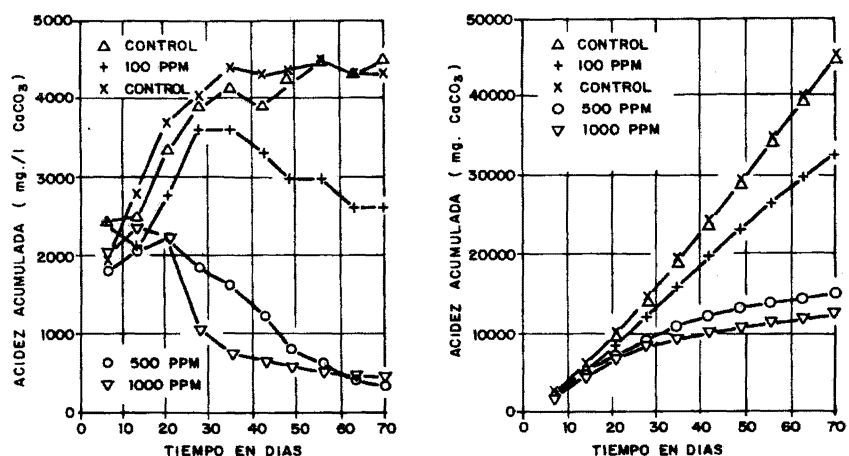


FIGURA II.39.-

REDUCCION DE LA ACIDEZ CON EL TIEMPO AL INCREMENTAR LA CONCENTRACION DE BACTERICIDA ( SOBEK ET AL., 1985 ).

La utilización de los difusores para pulverizar el bactericida tiene ventajas, tales como la rapidez de respuesta del sistema; no obstante, como hemos indicado, es necesario repetir la operación cada tres meses, aproximadamente, además de que se requiere que la concentración sea grande, para que sea efectiva. Esto es debido a que el detergente es lavado por la escorrentía y a su carácter biodegradable. Además grandes concentraciones de detergentes producen problemas ambientales mucho mayores de los que solucionan.

Sin embargo, los métodos de emisión diferida, ofrecen una solución menos costosa y que precisa, a la larga, de menos atención por parte de los operadores mineros.

La figura 11.40 muestra, en el gráfico (a), la diferencia conceptual entre la utilización de difusores y el uso de emisores de detergente.

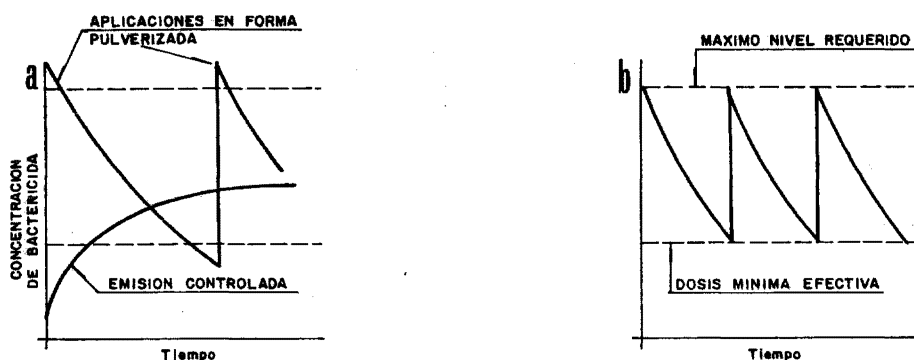


FIGURA 11.40.-

a. COMPARACION DE LA EMISION CONTROLADA DE LARGA DURACION CON EL SISTEMA DE PULVERIZACION.

b. DOSIS NECESARIAS PARA LA EFECTIVIDAD DEL SISTEMA DE PULVERIZACION.

( SOBEK ET AL , 1985 ).

Para que el control fuese efectivo, utilizando difusores, sería necesario aumentar el número de aplicaciones necesarias (gráfico b), para evitar el problema de sobredosificación, expuesto anteriormente.

La cinética del método de aplicación, en forma de difusores, está regida por una ecuación de la forma siguiente:

$$t_e = \frac{t}{K_r} \cdot L_n \cdot \frac{M_\infty}{M_e}$$



donde:

$t_e$  : tiempo durante el que el detergente es efectivo,

$K_r$  : es una constante,

$M_\infty$  : es la cantidad inicial de detergente aplicado, y

$M_e$  : es la mínima cantidad de detergente que es efectiva.

Como puede observarse, para elevar el tiempo efectivo, se requiere un aumento exponencial de la cantidad de detergente que se precisa.

Si utilizamos los pellets, o cualquier método de emisión diferida, el incremento de detergente necesario, para un aumento en el tiempo efectivo, es proporcionalmente mucho menor, como puede verse a partir de su ecuación cinética:

$$t_e = \frac{M_\infty - M_e}{K_D \cdot M_e}$$

donde  $K_D$  es la constante que define la forma en que el detergente es aportado en el caso de emisión diferida.

La figura II.41 muestra como deben combinarse ambos. En un primer estadio, el detergente del difusor mantendrá la concentración necesaria, durante el tiempo convenido, hasta que empiece a actuar el método diferido.

Entre los factores que hay que escoger, para seleccionar el sistema de emisión adecuado, se encuentra el tipo de polímero y su relación con el agente activo, así mismo es necesario que este polímero, que actuará de matriz del detergente, no lo ataque y, por supuesto, debe ser resistente al ataque químico del entorno y debe ser biodegradable. Estos factores, aparecen en la tabla II.2.

Ambiente químico:

- a) pH, acidez,
- b) contenido en humedad, y
- c) contenido en pirita.

Ambiente físico:

- a) granulometría,
- b) cobertera,
- c) pendiente,
- d) accesibilidad (facilidad de operación),
- e) grado de revegetación, y
- f) edad del material (estado en la producción del ácido).

Clima:

- a) pluviometría (cantidad y forma de las precipitaciones), y
- b) temperatura (media y extrema).

Hidrología:

- a) porcentaje de percolación, y
- b) porcentaje de escorrentía.

**TABLA 11.2 .-**

FACTORES ESPECIFICOS CONSIDERADOS, EN EL DESARROLLO DE UN ESTUDIO DE APLICACION, DE LA EMISION CONTROLADA DE DETERGENTES ( A PARTIR DE SOBEK ET AL., 1985 ).

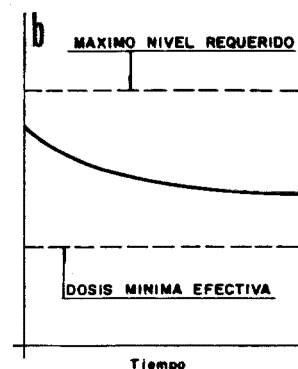
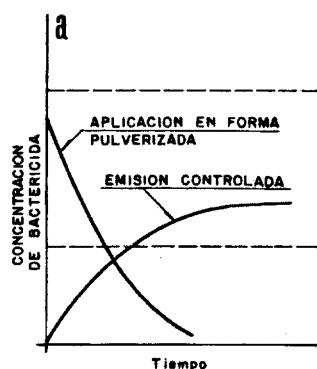
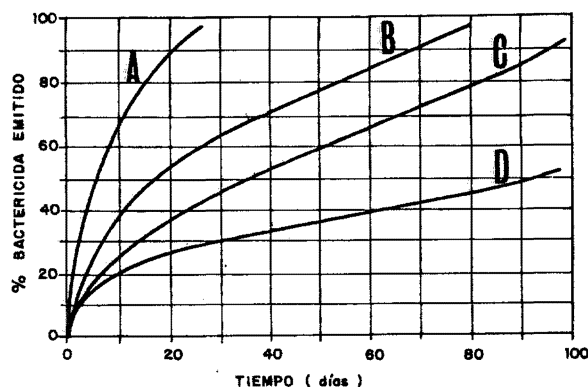


FIGURA II.41.-

- a. COMPARACION DE LA EMISION CONTROLADA DE LARGA DURACION CON UNA SOLA PULVERIZACION.
  - b. RESULTADO DE LA COMBINACION DE LA EMISION CONTROLADA CON EL SISTEMA DE UNA PULVERIZACION
- ( SOBEK ET AL., 1985 ).

Otro aspecto importante, es el relativo a la forma de los emisores controlados, por su influencia en el área de exposición efectiva y, por tanto, en la tasa de emisión de detergente. Existen diferentes modelos: en algunos casos se emplea el emisor en forma de láminas, pero lo más habitual es su empleo en forma de esferas y cilindros, por su rápida respuesta inicial, al ser formas geométricas cuya relación superficie/volumen es alta, y por ser relativamente lento cuando ya ha estado algún tiempo en acción, al descender la superficie efectiva.

Los emisores controlados tienen, en general, forma de pellets. Se componen de una matriz polimérica, un agente activo y otras sustancias químicas, que actúan como agentes hidrófobos o como generadores de porosidad, regulando la tasa de emisión, y como lubricantes o agregantes en el polímero.



**FIGURA II.42.-**

RETRASO EN LA EMISION DE BACTERICIDA PARA DIFERENTES TIPOS DE MATRIZ . A : CAUCHO NATURAL ; B : ETILENO VINIL ACETATO ; C y D : POLIETILENO ( SOBEK ET AL., 1985 ).

También se ensaya el tamaño de los pellets, y las relaciones entre polímero, agente activo y aditivos químicos. De esta forma es posible obtener diagramas como el de la figura II.42. En general, se tiende a aquellos que producen un efecto a más largo plazo, como los polietilenos y, en la práctica, se juega combinando distintos tamaños y contenidos en agentes activos.

Un proceso a seguir partiría de considerar, en primer lugar, las condiciones geológicas e hidrogeológicas del material a tratar. A continuación deberían realizarse los ensayos de laboratorio, que se mencionaron con anterioridad: incubación bacteriana y columna de lixiviación. De esta forma obtendríamos una primera aproximación a los detergentes más apropiados y a sus dosificadores. En este momento se realizarían evaluaciones, in situ, para perfeccionar el método operativo, a partir de dos áreas piloto para comparar un área tratada, con otra no tratada de iguales características.

Profundidad del testigo	Acidez	Total de Fe	Aluminio	Manganeso	Sulfatos
0 - 50 mm	50%	365%	94%	24%	0%
50 - 100 mm	36%	231%	50%	158%	36%
100 - 150 mm	9%				
150 - 200 mm	16%				

**TABLA II.3.-**

DIFERENCIAS , EN PORCENTAJE , ENTRE EL AREA TRATADA Y LA NO TRATADA ( SOBEK ET AL 1985 ).

Además, hay que considerar la posibilidad de combinar este método con tratamientos más convencionales (con cal, caliza, etc.). Por último, es fundamental tener presente que la presencia de vegetación es un factor determinante, que no es fácil de reproducir en los ensayos.

Las áreas piloto permiten extraer testigos, que darán una información fundamental relativa a la variación, en profundidad, dentro de la zona piloto.

En la tabla II.3 se muestran los resultados de una de estas comparaciones. Las cifras corresponden a datos estadísticos, con un nivel de confianza del 99%. Los testigos se han recogido a los tres meses (144 días en este caso) de la incorporación de los bactericidas y se han cortado, para las pruebas de lixiviación, en cilindros cada 50 mm.

Los efectos producidos por la vegetación, se corroboraron al observarse un significativo deterioro en el caso del área no tratada. Así mismo, el análisis del drenaje, en la base de los taludes, fue mucho más favorable en el área tratada.

Por último, podemos citar, como ejemplo de un caso en que se utilizó este método, con resultados excepcionalmente buenos, el de una escombrera situada en el Sur de West Virginia (KLEINMANN y ERICKSON, 1983). En la figura II.43 pueden observarse los resultados en la evolución de los contenidos de sulfatos, hierro, manganeso y en la acidez del efluente obtenido de la escombrera.

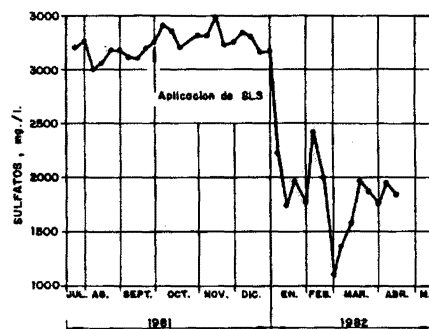
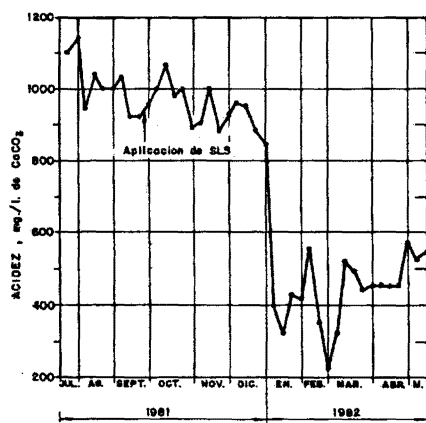
#### iv) Inhibición bacteriana mediante sustancias orgánicas conservantes

Se trata de una técnica todavía experimental, cuyo desarrollo, iniciado en 1984 por el U. S. Bureau of Mines, está siendo impulsado, para poner a punto un método alternativo al empleo de detergentes solubles, como el SLS, en aquellos casos en los que éste se muestra ineficaz, lo que coincide, en mayor o menor grado, con las siguientes circunstancias:

a) precipitaciones muy abundantes, y

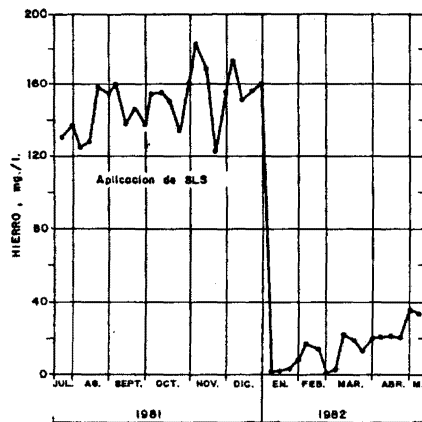
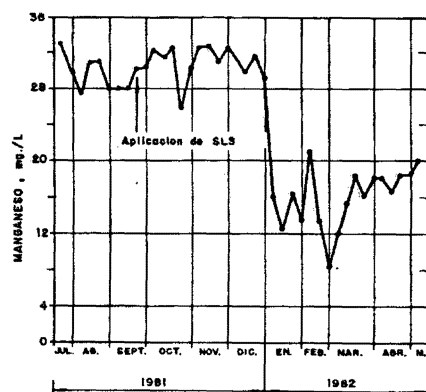
b) baja capacidad de adsorción de los materiales piríticos, lo que ocurre, por ejemplo, cuando existe vegetación desarrollada sobre la escombrera, si bien también es característico de los desechos de algunas minas metálicas.

En estos casos el SLS resulta lavado en corto espacio de tiempo, sin producir la inhibición pretendida, lo cual supone una pérdida económica, y el riesgo de obtener efluentes con contenidos peligrosos de detergente (el SLS es tóxico).



EFFECTOS DEL SLS EN LA ACIDEZ DE LOS EFLUENTES DE UNA ESCOMBRERA.

EFFECTOS DEL SLS EN LA CONCENTRACION DE SULFATOS DE LOS EFLUENTES DE UNA ESCOMBRERA.



EFFECTOS DEL SLS EN LA CONCENTRACION DE MANGANESO DE LOS EFLUENTES DE UNA ESCOMBRERA.

EFFECTOS DEL SLS EN LA CONCENTRACION DE HIERRO DE LOS EFLUENTES DE UNA ESCOMBRERA.

FIGURA II. 43.-

RESULTADOS OBTENIDOS EN UNA ESCOMBRERA SITUADA AL SUR DE VIRGINIA OESTE (KLEIN-MANN Y ERICKSON, 1983).

La investigación del U. S. Bureau of Mines descartó, desde el primer momento, conocidos bactericidas (como los antibióticos o algunos venenos a base de metales pesados), cuyo empleo es inviable por su precio, y por los riesgos ambientales que implican.

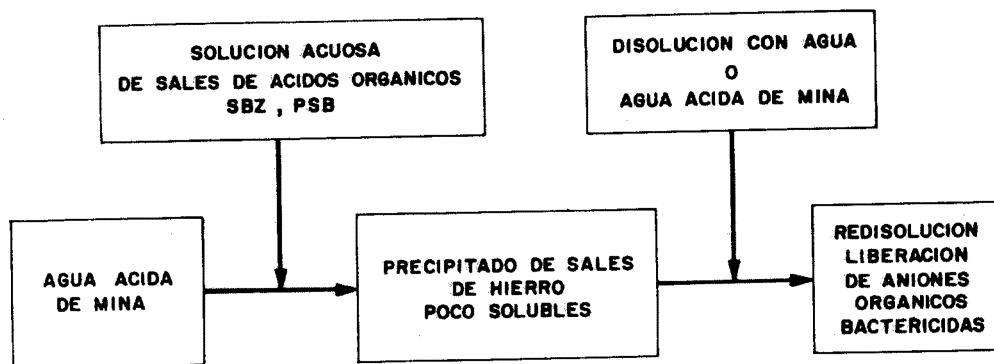
La investigación se centró en la identificación de compuestos orgánicos con las siguientes propiedades:

- a) tóxicos para Thiobacillus ferrooxidans, pero inocuos para el resto de los organismos; es decir: ambientalmente seguros,
- b) escasamente solubles en aguas ácidas de mina, brutas o neutralizadas, y
- c) activamente bactericidas, una vez redisolultos, ante el aumento de producción de aguas ácidas.

Se han probado varias decenas de compuestos, entre los cuales fueron seleccionadas dos sales de ácidos orgánicos: benzoato de sodio (SBZ) y sorbato potásico (PSB). La figura II.44 representa el mecanismo de actuación de estas sales solubles, que se aplican en forma acuosa, y en las que el anión es el elemento activo. Una vez en un medio con presencia de hierro precipitan, en forma de benzoatos o sorbatos ferrosos o férricos, redisolviéndose ante nuevos aportes de agua ácida.

Se ha comprobado, en laboratorio, que la Thiobacillus ferrooxidans resulta inhibida, en soluciones, con tan solo 10 mg/l de ácido benzoico o sórbico. Por otra parte, tanto el SBZ como el PSB, son conservantes autorizados sanitariamente, y de uso común en la industria alimenticia, que se consideran también completamente inocuos para los organismos animales y, por tanto, cabe esperar que sean ambientalmente seguros.



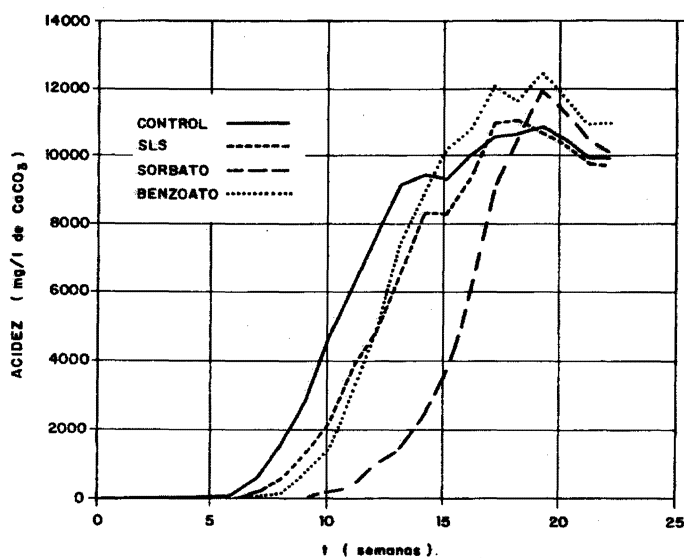


**FIGURA II. 44.-**

MECANISMO DE ACTUACION COMO BACTERICIDAS DE LAS SALES ORGANICAS DEL TIPO SBZ, PSB CONSERVANTES ( A PARTIR DE ERICKSON ET AL., 1985 ).

El SBZ y el PSB tienen un efecto conjunto beneficioso sobre la cubierta vegetal. Los aniones benzoato y sorbato son capaces de formar complejos con metales como el aluminio, eliminando de esta forma problemas de toxicidad para las plantas. El potasio del PSB es un nutriente esencial para las plantas, que escasea en suelos ácidos. Sin embargo, el sodio del SBZ es tóxico para las plantas. Este problema podrá resolverse si se comprueba que el benzoato de calcio, más barato y ambientalmente más seguro que el SBZ, es capaz de inhibir eficazmente la actividad bacteriana.

Las figuras II.45 y II.46 recogen los resultados de ensayos comparativos realizados en laboratorio, sobre material fresco, en los que se ha experimentado con concentraciones de inhibidores bajas (60 mg/l) y altas (600 mg/l).



**FIGURA II.45.-**

EVOLUCION DE LA ACIDEZ EN RESIDUOS FRESCOS TRATADOS CON DOSIS BAJAS ( 60 mg/Kg ) DE INHIBIDOR ( ERICKSON ET AL., 1985 ).

El sorbato de potasio (PSB) ha demostrado ser el inhibidor más eficaz, pero es también el más caro. El benzoato de sodio (SBZ) es tan efectivo como el SLS, pero notablemente más barato. La duración de la inhibición producida por el SBZ fue menor de lo esperado, probablemente por las condiciones del ensayo, muy alejadas de las existentes en una escombrera real.

Los resultados obtenidos, con las dosis altas de inhibidores, han sido significativamente mejores que los correspondientes a dosis pequeñas, pero no llegan a justificar, en ningún caso, el aumento en diez veces del precio del tratamiento, que supone pasar de 60 a 600 mg/l.

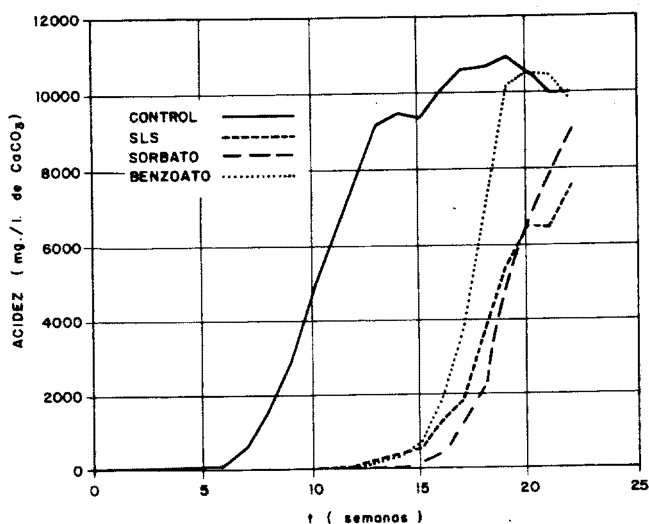
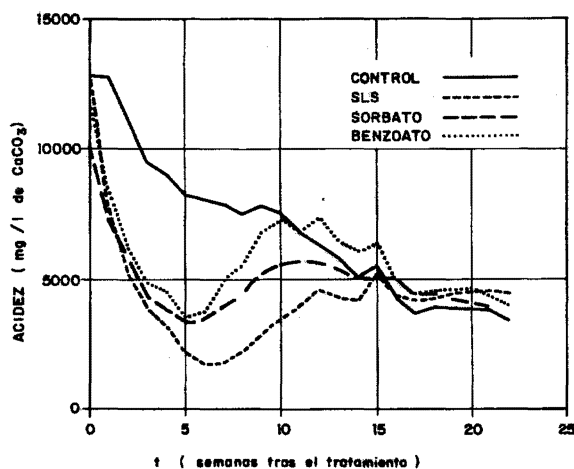


FIGURA II. 46.-

EVOLUCION DE LA ACIDEZ EN RESIDUOS FRESCOS TRATADOS CON DOSIS ALTAS (600mg/Kg) DE INHIBIDOR (ERICKSON ET AL., 1985).

El comportamiento de los inhibidores frente a materiales pirríticos meteorizados se recoge en la figura II.47. A lo largo de 1985, el U. S. Bureau of Mines está desarrollando una experiencia, a escala real, en West Virginia, en una escombrera abandonada, productora de agua ácida, en la que se ha empleado benzoato potásico, muy soluble, distribuido en forma de polvo, sobre la escombrera de 0,8 Ha, con una dosis de 1965 Kg/Ha. Los resultados de esta prueba serán fundamentales para evaluar la viabilidad del método.

Sólo nos queda añadir que toda la bibliografía que hemos localizado hasta el momento, relativa a esta técnica de inhibición, ha sido publicada por el U.S. Bureau of Mines.



**FIGURA II.47.-**

EVOLUCION DE LA ACIDEZ EN RESIDUOS METEORIZADOS TRATADOS CON DOSIS ALTAS ( 600 mg / Kg ) DE INHIBIDOR ( ERICKSON ET AL., 1985 ).

### 5.3.3.8 Inyección alcalina (alkaline injection)

Es una técnica en pleno desarrollo experimental que, a lo largo de 1985, estaba previsto ensayar en Pennsylvania, a escala real.

El objetivo que persigue la inyección es muy simple. En cualquier escombrera, las aguas ácidas se forman y fluyen a través de áreas concretas. Si se consigue neutralizar las aguas ácidas, inyectando sustancias alcalinas, en los sectores por donde las aguas circulan, se evita tener que llevar a cabo labores de restitución en toda la superficie de la escombrera, abaratando así los costes (CARUCCIO y GEIDEL, 1984).

La neutralización se consigue inyectando, en los puntos adecuados, una sustancia alcalina. Las que han sido ensayadas, hasta ahora,

son la sosa ( $\text{NaOH}$ ), la cal ( $\text{Ca(OH)}_2$ ) y el carbonato sódico ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ). Todas ellas de uso común en las plantas convencionales de tratamiento de aguas ácidas.

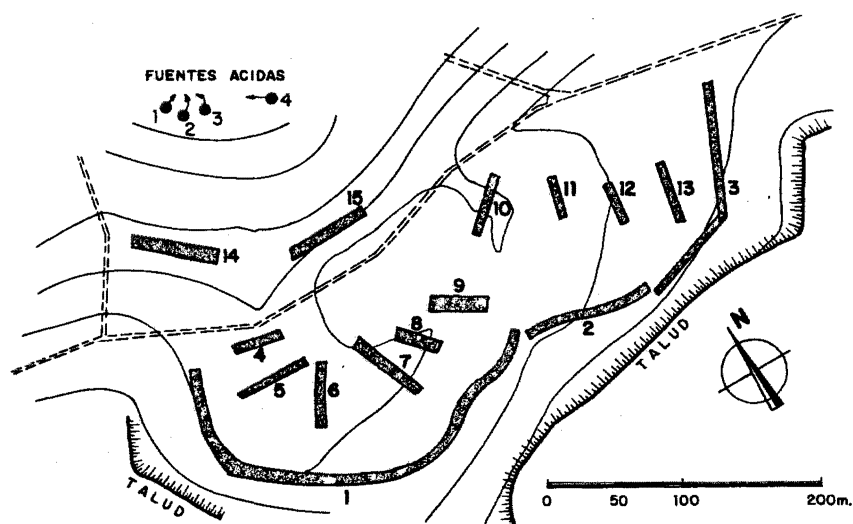
Según LADWIG et al. (1985), las ventajas de la inyección alcalina son las siguientes:

- a) al elevar el pH, se consigue que muchos de los contaminantes tóxicos, de las aguas ácidas, precipiten en el interior de las escombreras,
- b) los precipitados metálicos pueden formar costras sobre los granos de piritita, impidiendo que la oxidación progrese,
- c) el ambiente alcalino en la escombrera, inhibirá la actuación de Thiobacillus ferrooxidans.
- d) mejorará la calidad del agua que se infiltre directamente en el subsuelo, procedente de la escombrera, y
- e) la inyección alcalina es un tratamiento intermitente, lo cual hace viable su aplicación a minas abandonadas.

Aunque la inyección alcalina es conceptualmente simple, y presenta muchas ventajas, sus resultados prácticos son todavía controvertidos.

CARUCCIO y GEIDEL (1984) han descrito un proyecto de inyección alcalina realizado, entre 1983 y 1984, en una mina de carbón abandonada, en West Virginia. Un estudio hidrogeológico previo, les permitió identificar las áreas de recarga del lugar, en las cuales excavaron una serie de zanjas de 3 m de anchura, 1 m de profundidad y 25 a 250 m de longitud. La figura II.48 representa la mina, con las zanjas y las fuentes de agua ácida. Las zanjas

fueron rellenadas con briquetas de carbonato de sodio. En pocos meses se produjo una mejora notable en la calidad de los efluentes de la mina. Estos autores son optimistas sobre las posibilidades de desarrollo de la inyección alcalina.

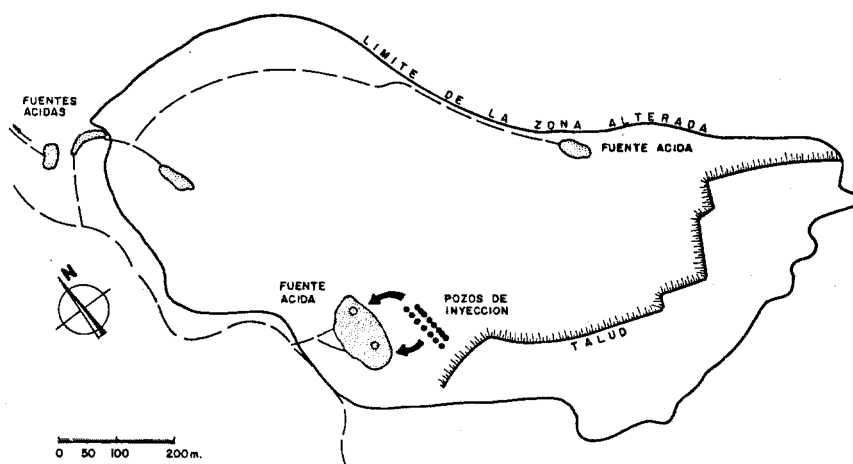


**FIGURA II. 48.-**

PLANO DE LA MINA MERCER, WEST VIRGINIA, MOSTRANDO LA SITUACION DE LAS FUENTES ACIDAS Y LAS 15 ZANJAS EXCAVADAS ( CARUCCIO Y GEIDEL, 1984 ).

Por el contrario LADWIG et al. (1985) se muestran pesimistas, en vista de los pobres resultados que han sido obtenidos, hasta el momento, en diversas minas de Pennsylvania. La figura II.49 representa la mina en la que se ha llevado a cabo el ensayo mejor documentado. Tras identificar el área de recarga de dos fuentes de agua fuertemente ácida, se perforaron en ella una serie de pozos, en los cuales se inyectaron 119 toneladas de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , en forma de papilla, entre febrero y octubre de 1983. Esta cantidad de cal debería haber causado un profundo impacto en la calidad del agua

y, sin embargo, no se produjo ninguna mejora apreciable. Se piensa que este fracaso fue debido a la imperfecta mezcla del agua ácida con la cal, la cual, en suspensión y no disuelta, se habría sedimentado muy pronto, sin reaccionar. En el futuro, el U. S. Bureau of Mines investigará con carbonato de sodio, cien veces más soluble que la cal. También se aumentará la distancia entre los pozos de inyección y las surgencias, para asegurar una buena dispersión de la sustancia alcalina.



**FIGURA II.49.-**

PLANO DE UNA MINA ABANDONADA EN PENNSYLVANIA, MOSTRANDO LOS POZOS DE INYECCION QUE SE PERFORARON Y LAS FUENTES ACIDAS QUE SE PRETENDIA RESTITUIR CON ELLOS ( LADWIG ET AL., 1985 ).

La principal ventaja de la inyección alcalina, es la posibilidad de mejorar la calidad de las aguas subterráneas, que se infiltran en el subsuelo desde las escombreras.

pie sa  
ác da  
abría  
U. S.  
s más  
e los  
bu na

## 5.4 TECNICAS CORRECTORAS

### 5.4.1 Introducción

Agrupamos, bajo este título, a aquellas técnicas que pueden aplicarse para purificar las aguas ácidas producidas por una mina. Se oponen, conceptualmente, a las técnicas preventivas, que tienen por objeto evitar que esas aguas se lleguen a formar.

La reciente promulgación, en muchos países desarrollados, de legislaciones de tipo ambientalista, ha llevado a las explotaciones mineras a instalar plantas de tratamiento de sus efluentes. Los problemas que esto crea, a las empresas, son graves durante la explotación, pero muchas veces se hacen críticos al planificar el abandono de la mina. En los países en los cuales están en vigor las legislaciones más restrictivas, los operadores mineros afrontan el dilema de poner en práctica medidas preventivas eficaces, durante el desarrollo de la mina, o verse obligados a costear el tratamiento de los efluentes durante años, después de ser abandonada la mina.

En este sentido hay que señalar que la industria minera mundial gasta, anualmente, millones de dólares en el tratamiento de las aguas ácidas que produce. En Estados Unidos son frecuentes las minas que se ven obligadas a tratar más de 3.500 m<sup>3</sup> diarios de agua ácida (KIM et al., 1982).

Las plantas de neutralización química, las únicas que tienen importancia industrial en la actualidad, suelen emplear como agente neutralizante la cal. Esta técnica tiene numerosos inconvenientes:

- a) es realmente cara,
- b) exige manipular una sustancia cáustica, y
- c) produce un lodo difícil de almacenar.

NYE -  
ELLOS

d de  
n 1



Las plantas de tratamiento por intercambio iónico no tienen aplicación directa, en relación a las aguas ácidas, si bien se usan en la minería del uranio, para resolver problemas de contaminación radioactiva, específicos de las aguas residuales de esta industria. El intercambio iónico puede tener aplicación en alguna mina concreta, en la cual la toxicidad del agua sea causada por un ión, no precipitable aumentando el pH, que pueda ser extraído de modo selectivo.

Las plantas de ósmosis inversa y tratamiento con Desulphovibrio desulphicans, se encuentran en fase experimental, si bien no se trabaja intensamente en su desarrollo (REED, 1984).

Las plantas de tratamiento con musgo de Sphagnum están todavía en fase experimental. Parecen idóneas para ser aplicadas en un futuro próximo a minas abandonadas, con pequeños volúmenes de efluentes, situadas en lugares de difícil acceso (KLEINMANN, 1985).

Las técnicas correctoras se aplican, indistintamente, a minas subterráneas o a cielo abierto.

#### **5.4.2 Plantas de neutralización química**

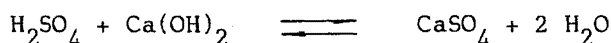
##### **5.4.2.1 Proceso de tratamiento**

Son las únicas que se emplean en la actualidad, para tratar aguas ácidas de mina. Son costosas de instalar y mantener, lo cual hace completamente indeseable su aplicación a minas abandonadas. Faulheads, en Escocia, es un ejemplo de grave contaminación de aguas causada por efluentes ácidos de una mina abandonada (NORTON, 1983; REED, 1984), en el que ha sido necesario instalar, temporalmente, una planta de neutralización química.

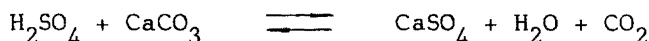
La purificación del agua, en estas plantas, se realiza en tres etapas: neutralización, oxidación y precipitación, que se describen brevemente a continuación (KIM et al., 1982):

a) neutralización del ácido añadiendo una base

- Con cal:



- Con caliza:



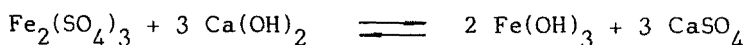
b) oxidación del hierro ferroso a férrico

Es imprescindible para precipitar el hierro, ya que el hierro ferroso es soluble. Se realiza en tanques de aireación.

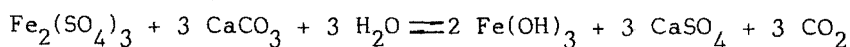
c) precipitación de hidróxidos de Fe

Los hidróxidos se forman al reaccionar con la base los cationes  $\text{Fe}^{3+}$ , en disolución en forma de sulfato férrico.

- Con cal:



- Con caliza:

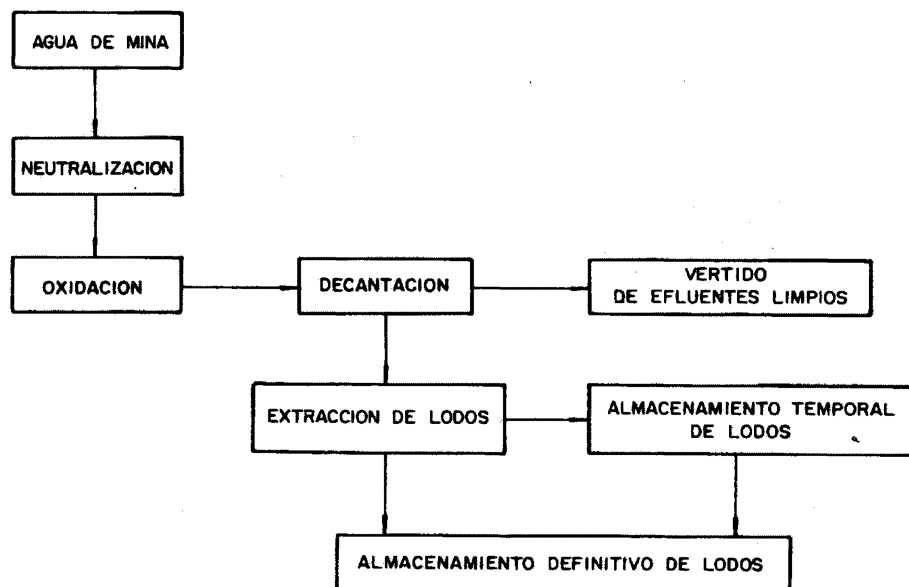


La precipitación se realiza en tanques de sedimentación.

En este tratamiento químico el manganeso se extrae conjuntamente con el hierro, si su concentración no es excesivamente elevada.

Se pueden distinguir dos tipos de tecnologías: los sistemas convencionales y la nueva tecnología ILS. Los primeros se caracterizan porque en ellos se separan, espacial y temporalmente, las tres etapas del proceso. El ILS es un sistema nuevo, que está comenzando a aplicarse a escala industrial, en el cual se consigue hacer simultáneamente, la neutralización y la oxidación, simplificándose notablemente las instalaciones.

La figura II.50 muestra el esquema de una planta convencional de tratamiento químico.



**FIGURA II.50.-**  
DIAGRAMA DE UN SISTEMA CONVENCIONAL DE TRATAMIENTO DE AGUAS ACIDAS DE MINA  
( ACKMAN Y KLEINMANN , 1984 ).

#### 5.4.2.2 Plantas convencionales

La neutralización y purificación, de las aguas ácidas de mina, constituye una tecnología desarrollada comercialmente desde tiempo atrás, por tanto, cabe hablar de técnicas convencionales, o de uso común en la industria minera.

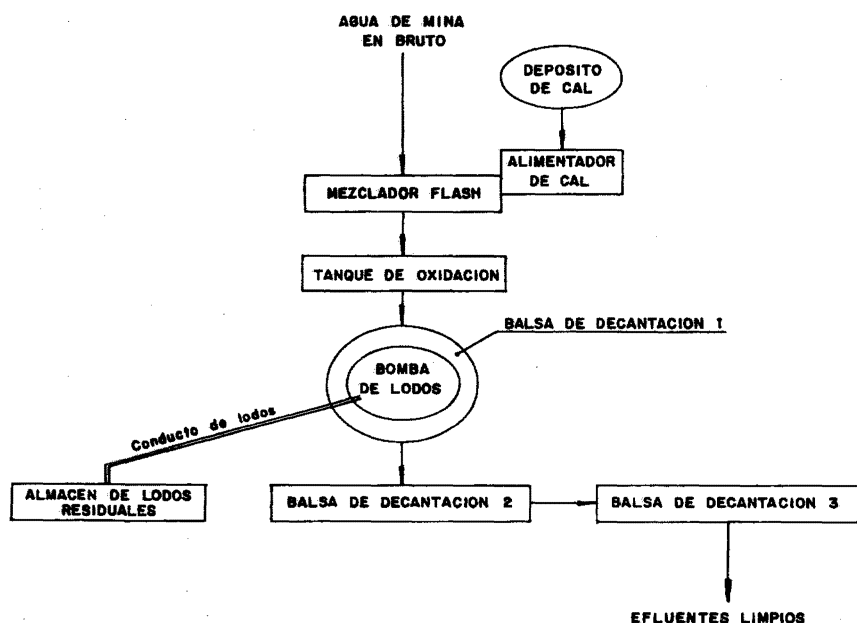
Los datos relativos a la tecnología convencional del tratamiento químico de aguas de mina han sido tomados de diversas publicaciones del U. S. Bureau of Mines. De modo específico KIM et al., (1982) han presentado una visión general muy útil, puesta al día por ACKMAN y KLEINMANN (1984).

Como se ha dicho, anteriormente, llamamos convencionales a aquellas plantas en las cuales las tres etapas del proceso están bien diferenciadas. El agente neutralizador más usado, en la actualidad, es la cal, aunque en algunos casos se utiliza la caliza o la sosa.

La figura II.51 representa el esquema de una planta de tratamiento con cal. En general, se añade una pequeña cantidad de agua de mina a la cal molida, con lo cual se forma una suspensión, que se añade al resto del agua ácida. Una vez que la mezcla ha sido completa, el pH del agua sube hasta un valor comprendido entre 7 y 9. A continuación se airea el agua, para oxidar el  $\text{Fe}^{2+}$  y el  $\text{Fe}^{3+}$ , y después se lleva el agua a un tanque de sedimentación.

Como consecuencia del carácter caústico de la cal, o de errores en la dosificación o en la mezcla, puede originarse aguas con un pH inadmisiblemente alto.

El precipitado que se obtiene, en el tratamiento con cal, no forma un lodo denso, y es difícil de manipular. Esto constituye un grave problema operativo, de estas plantas, que las encarece notablemente.



**FIGURA II.51.-**

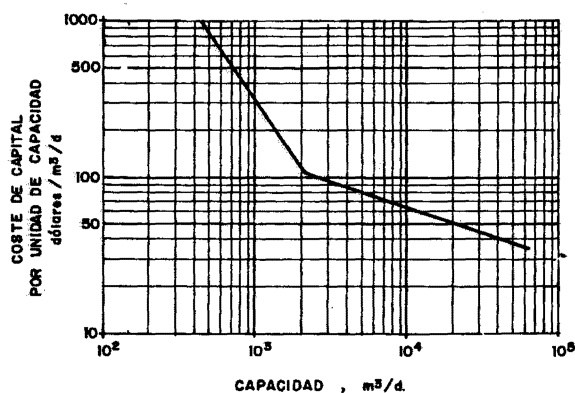
DIAGRAMA DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO, MEDIANTE CAL, DE AGUAS ACIDAS DE M  
( KIM ET AL., 1982 ).

En las plantas que trabajan con cal el costo, por unidad capacidad de tratamiento, es elevado. La figura II.52 representa disminución del costo unitario al aumentar la capacidad.

La investigación actual, relativa a plantas de cal, se centra obtener lodos más baratos de manipular y de almacenar.

El empleo de caliza, en vez de cal, en las plantas comerciales, presenta como una alternativa interesante(KIM et al., 1982), ya qu

a) es abundante, barata y en ningún caso peligrosa, y



**FIGURA II.52.-**

AUNQUE LOS COSTES DISMINUYEN AL AUMENTAR EL TAMAÑO DE LA INSTALACION, EL COSTE TOTAL DE UN SISTEMA CONVENCIONAL DE TRATAMIENTO OSCILA ENTRE 1/2 MILLON Y 2 MILLONES DE DOLARES ( AÑO 1982 ) ( KIM ET AL., 1982 ).

b) produce un lodo cristalino mucho más denso en el primer día que el producido por la cal después de cuarenta y tres días. La figura II.53 recoge las pruebas de densidad realizadas.

La figura II.54 representa el diagrama del método de tratamiento con caliza desarrollado por el U. S. Bureau of Mines. Se emplea caliza molida, hasta 5-10 micras, por molienda autógena húmeda. Se forma una suspensión de caliza, que se mezcla con el agua ácida. Después se airea la mezcla para extraer el  $\text{CO}_2$  formado y oxidar el hierro ferroso. El lodo de yeso y óxidos de hierro se separa en tanques de sedimentación.

La principal limitación, de la neutralización por caliza, es la velocidad de oxidación del hierro, que oscila entre 10 y 25 ppm/minuto. El pH del agua tratada oscila entre 6,8 y 8. Las

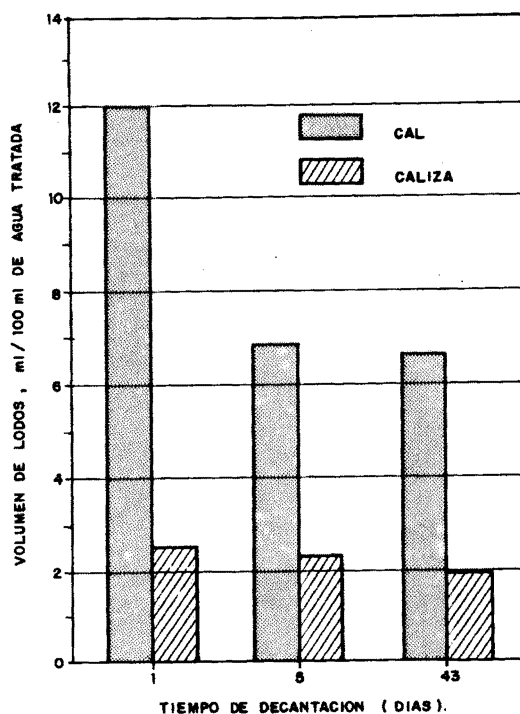
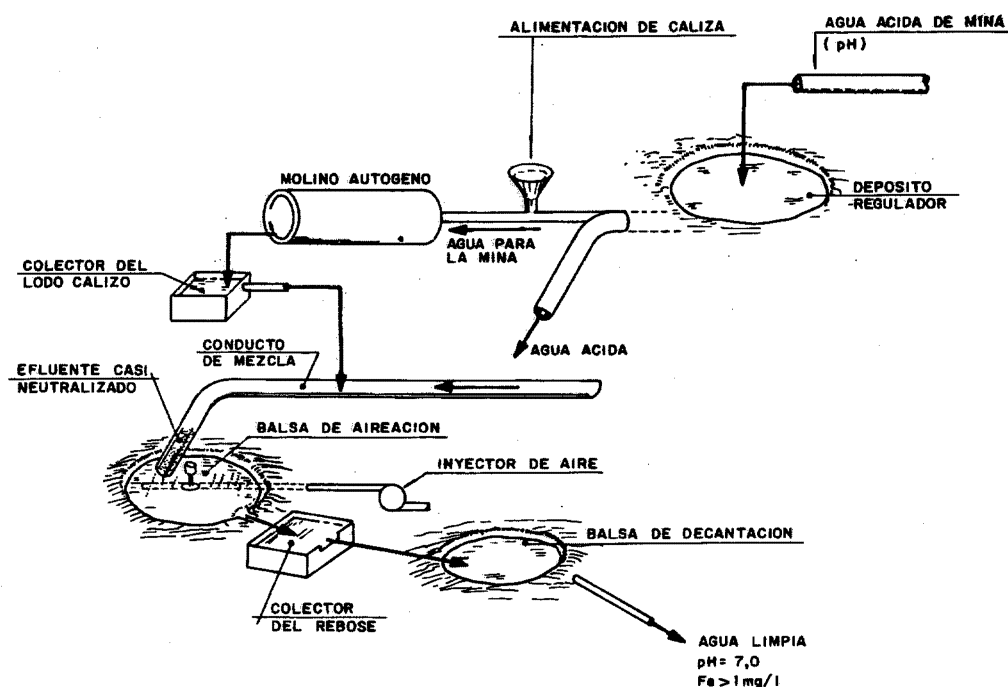


FIGURA II.53.-

EL TRATAMIENTO CON CALIZA PRODUCE EN UN DIA UN LODO MAS DENSO QUE EL PRODUCIDO POR TRATAMIENTO CON CAL, DESPUES DE 43 DIAS ( KIM ET AL., 1982 ).

bacterias Thiobacillus ferrooxidans, acidoflicas, no son activas en estas condiciones, y la velocidad de oxidación del hierro se reduce hasta los niveles citados.

En las plantas comerciales, y para aumentar su capacidad, interesa que la oxidación del hierro sea lo más rápida posible. Esto se consigue disponiendo de grandes tanques de aireación con agitadores. El U. S. Bureau of Mines ha investigado algunos posibles catalizadores de la oxidación del  $Fe^{2+}$  a  $Fe^{3+}$ , con el objetivo de lograr ahorros energéticos, y de superficie, en las plantas de neutralización química.



**FIGURA II. 54.-**

EL TRATAMIENTO CON CALIZA, DE LAS AGUAS ACIDAS DE MINA, ES MAS BARATO QUE EL QUE EMPLEA CAL, Y PRODUCE UN LODO MAS DENSO (KIM ET AL., 1982).

Los estudios se centraron en el comportamiento del carbono como catalizador, ya que los resultados obtenidos en pruebas de laboratorio, con carbono activado y previamente acidulado, habían sido esperanzadores. Sin embargo, el catalizador se mostró ineficaz en la planta piloto, probablemente por problemas relacionados con la actividad de las colonias de Thiobacillus ferrooxidans.

El U. S. Bureau of Mines también ha financiado una investigación sobre el crecimiento de bacterias ferro-oxidantes sobre partículas de



arcilla, en un reactor de funcionamiento discontinuo. El reactor está ajustado para producir un efluente con una concentración de  $\text{Fe}^{2+}$  inferior a 10 mg/l. Contiene 5000 mg/l de arcilla, sobre la cual crecen las bacterias en una solución con sulfatos. El contenido de  $\text{Fe}^{2+}$  en el reactor no debe bajar de 5 mg/l, ya que las bacterias se desprenderían de las partículas de arcilla, y se perderían en la descarga. Con este reactor se han conseguido velocidades de oxidación de 290 mg/l/hora con poblaciones bacterianas de  $5 \cdot 10^7$  bacterias/mg.

El almacenamiento de los lodos, producidos en la neutralización, es uno de los problemas más graves que el tratamiento industrial de aguas ácidas tiene planteados, por varias razones:

- a) los grandes volúmenes de lodos generados,
- b) la frecuente escasez de lugares apropiados para el almacenamiento, y
- c) la baja densidad de los lodos producidos por el tratamiento con cal. Como ya se ha dicho, el tratamiento con caliza resuelve en parte este problema (figura 11.53). Los lodos más densos son más fáciles de manipular, y requieren menos espacio para su almacenamiento.

Además de la superficie requerida, y de la densidad del lodo, otros factores determinantes del coste total del almacenamiento son la mano de obra, el coste de los equipos y su mantenimiento.

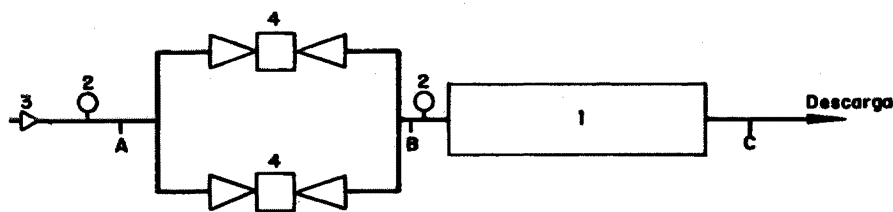
Si comparamos los precios de los tratamientos, el método más barato resulta siempre el de producir un exceso de alcalinidad. En este sentido, ensayos realizados en Estados Unidos, han demostrado que el empleo de hipoclorito sódico es aproximadamente cinco a diez

veces más caro, y que el permanganato potásico llega a ser un 20% más caro que el hipoclorito (WATZLAF, 1985).

#### 5.4.2.3 Plantas de vanguardia: ILS (in-line system)

El agua ácida de mina se trata, como se vió en el apartado anterior, en forma tradicional, en balsas, a las que se agregan los agentes neutralizadores. Las balsas se comunican entre sí mediante conductos, que inducen un régimen turbulento.

Estos métodos de agitación, y en general de maximizar los procesos de difusión, tienen también desventajas: requieren un tanque de aireación separada, existe un coste inicial de instalación alto, e implica un consumo de energía asociado a los sistemas mecánicos. Además, el mantenimiento, especialmente si el yeso es abundante, resulta muy costoso.



- 1.- MEZCLADOR ESTÁTICO
- 2.- MANÓMETRO
- 3.- AGUA DE MINA
- 4.- BOMBA DE INYECCIÓN

#### TOMAS DE MUESTRA

- A - AGUA BRUTA DE MINA
- B - ANTES DE LAS BOMBAS DE INYECCIÓN
- C - DESPUÉS DEL MEZCLADOR ESTÁTICO

**FIGURA II.55.-**

ESQUEMA DE UNA INSTALACION DE AIREACION Y TRATAMIENTO EN SERIE DE AGUAS ACIDAS.  
( ACKMAN & KLEINMANN, 1984 ).

En la actualidad, se tiende a estudiar dispositivos y mecanismos que aceleren los procesos de aireación, oxidación y neutralización, en instalaciones mineras de tratamiento de aguas ácidas.

El U. S. Bureau of Mines ha publicado el informe de investigación RI 8868 (ACKMAN y KLEINMANN, 1984), en el que se detalla un método simple, que permite airear el agua y neutralizarla, mediante un mecanismo sencillo y de bajo mantenimiento el cual, además, utiliza la energía del agua bombeada.

El ILS, consta de dos bombas de inyección en paralelo, y de un mezclador estático (figura II.55).

Este conjunto se instala al final de la tubería de bombeo (figura II.56), aunque es aconsejable situarlo con anterioridad, para mejorar y aumentar el tiempo de reacción.

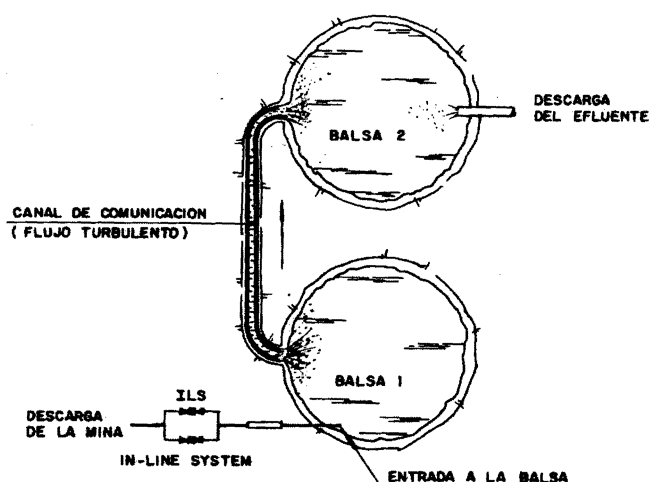
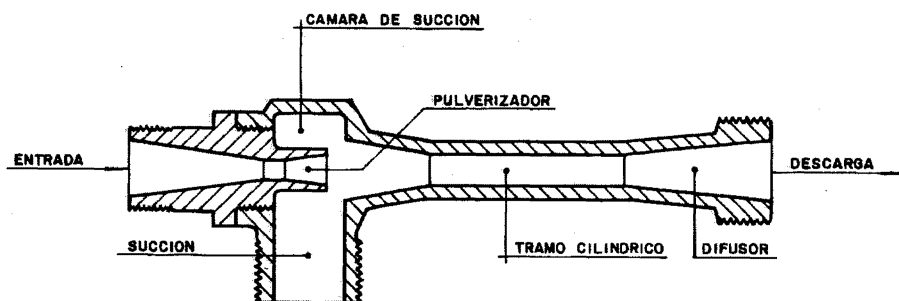


FIGURA II.56.- ESQUEMA GENERAL ( ACKMAN Y KLEINMANN, 1984 ).

Las bombas de inyección (figura II.57), constan de dos entradas, una para el agua de mina y otra para aire. El agua de mina llegada impulsada por las bombas de desagüe, y produce una depresión en la bomba de inyección por efecto Venturi, de esta forma se produce la succión de aire del exterior, que constituye la primera etapa en el proceso de aireación.



**FIGURA II.57.-**

ESQUEMA DE UNA BOMBA DE INYECCION ( ACKMAN & KLEINMANN, 1984 )

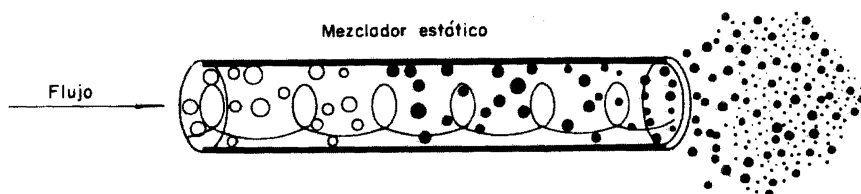
Después de pasar por el difusor de la bomba, el agua llega a un mezclador estático, que consta de una serie de tubos (según el caudal), de 30 cm de diámetro, fabricados con copolímeros de resinas polipropilénicas, laminadas con fibra de vidrio. Dentro de cada tubo, una hélice fuerza al líquido a seguir un movimiento turbulento, que favorece la mezcla y aumenta la reactividad (figura II.58).

El agua de mina, fluye a través del ILS durante cuatro segundos y permanece en estado efervescente un minuto más.

La ecuación siguiente justifica el que la disminución del contenido

en  $\text{Fe}^{2+}$ , depende de la concentración de  $\text{Fe}^{2+}$ , del oxígeno disuelto ( $\text{O}_d$ ) y es inversamente proporcional al contenido en  $\text{H}^{2+}$ .

$$-\frac{d(\text{Fe}^{2+})}{dt} = K \frac{(\text{Fe}^{2+}) (\text{O}_d)}{(\text{H}^{2+})}$$



**FIGURA II.58.-**

ESQUEMA DE FUNCIONAMIENTO DE UN MEZCLADOR ESTÁTICO ( ACKMAN & KLEINMANN, 1984 )

Según esta ecuación, puede calcularse el tiempo necesario para oxidar una determinada cantidad de  $\text{Fe}^{2+}$ , a un pH dado. Así, para  $\text{pH} = 7,5$ , se oxida aproximadamente la mitad del  $\text{Fe}^{2+}$ , pero para pH menor de 7, el ILS debe elevar el oxígeno disuelto en 1 mg/l por cada 5 a 10 mg/l de  $\text{Fe}^{2+}$ . De estos datos, se desprende que el ILS es un mecanismo muy eficaz, en la etapa de aireación del sistema.

El alto porcentaje de oxidación efectiva es debido al  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , el cual cataliza la oxidación, en función del oxígeno disuelto, del área superficial y de la absorción del  $\text{Fe}^{2+}$  por el  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ .

Si el sistema se utiliza para neutralizar, además de para airear, será necesaria una entrada para el neutralizador (sosa,  $\text{NaOH}$  o  $\text{KOH}$ ), situada inmediatamente antes del ILS de aireación. De esta forma se puede llegar a pH admisibles con rapidez.

En general, se suele inyectar  $\text{NaOH}$  ( $\text{KOH}$  en invierno o en condicio-

nes menos severas). La inyección de NaOH obliga a aumentar la potencia de las bombas, pero simplifica enormemente el problema de aplicación y dosificación.

El dispositivo de alimentación de sosa consta de un depósito, con el NaOH conectado con un tubo sifónico a la tubería de desagüe, mediante una bomba de inyección, como la que se muestra en la figura II.57, o por cualquier otro sistema que permita ajustar la alimentación, para obtener el pH adecuado (aproximadamente 7).

El fundamento del éxito de esta variante, en la alimentación de NaOH, radica en que el pH sube rápidamente a 10, y la reactividad se hace muy alta, quedando únicamente limitada por el oxígeno disuelto. Este es el motivo que obliga a inyectar el NaOH inmediatamente antes que el aire. Si se procede correctamente, el sistema ILS produce resultados muy satisfactorios.

El ILS ha sido probado con éxito por ACKMAN y KLEINMANN (1985), los cuales trataron efluentes con contenidos en  $\text{Fe}^{2+}$  de 200 mg/l, obteniendo concentraciones finales de menos de 2 mg/l. Así mismo, el manganeso, que precisa pH mayor de 9 para oxidarse a forma insoluble de forma efectiva, se elimina también bajando su concentración a valores óptimos.

Se estima que el ILS puede tener un precio aproximado de unos 3.000 dólares USA (400.000 pts), y que el aumento de consumo de las bombas supone 150.000 pts/año. Un aireador mecánico puede costar de 1,5 a 3 millones de pesetas, y unas 330.000 pts en energía. El precio resultante para el ILS es mucho más ventajoso (ACKMAN y KLEINMANN, 1985).

Además, el ILS carece de partes móviles, tiene un mantenimiento sencillo y, en caso de formación de yeso, se elimina por simple raspado.

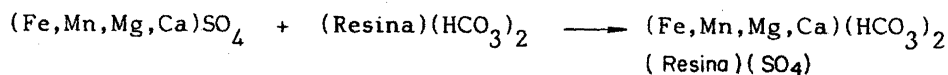
Si se utiliza ILS las balsas podrán ser más profundas, puesto que la difusión del oxígeno en el agua se produce en el ILS, y esta difusión en la balsa es menos importante. De esta forma se puede aumentar la cantidad de líquido en tratamiento, con lo que disminuye el número de interrupciones realizadas por motivos de limpieza.

#### 5.4.3 Plantas de tratamiento por intercambio iónico

Los tratamientos por intercambio iónico se basan en la facultad, de algunas sustancias, para desarrollar reacciones reversibles en el seno de soluciones cargadas con ciertos iones. Estas sustancias pueden ser artificiales o naturales, orgánicas o inorgánicas, sólidas o líquidas.

La mayor parte de las sustancias comerciales, para intercambio iónico, son resinas sintéticas de alto peso molecular.

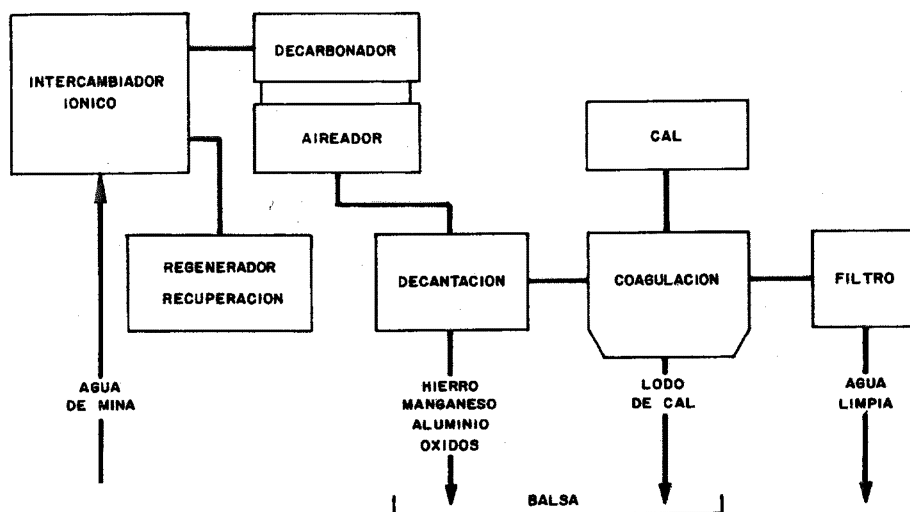
El proceso Desal puede adaptarse al tratamiento de drenajes ácidos de mina. La reacción general es la siguiente:



El sulfato es reemplazado por aniones hidroxilo o, como en este caso, por bicarbonato.

La regeneración de la resina, se consigue empleando una solución fuertemente alcalina, como el hidróxido amónico.

La figura II.59 muestra el esquema de una planta de tratamiento de aguas ácidas de mina por intercambio iónico.



**FIGURA II. 59.-**

PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS ACIDAS DE MINA, BASADA EN EL METODO DE INTERCAMBIO IONICO ( ROSE, 1970 , IN REED, 1984 ).

Las principales ventajas del tratamiento por intercambio iónico son:

- a) los lodos son susceptibles de ser desecados,
- b) el agua efluente tiene pocos sólidos disueltos y baja dureza,
- c) el proceso funciona con un exceso en las cantidades de reactivos respecto a las teóricas de sólo el 10%, y
- d) el consumo de cal para neutralización es reducido.

Este método, al igual que el de ósmosis inversa, es muy caro, y produce lodos o salmueras altamente tóxicas y difíciles de manejar,



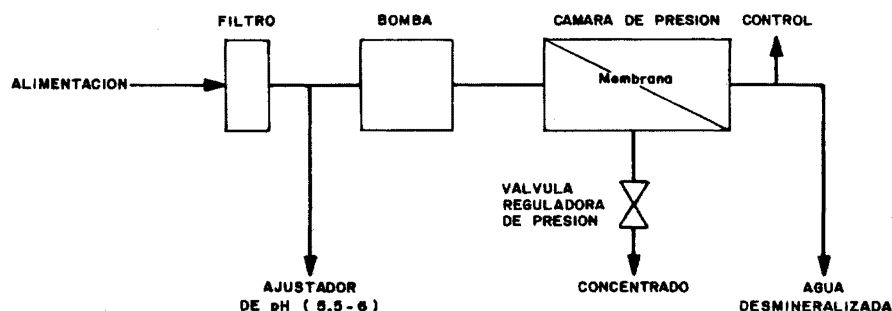
por lo que su uso sólo está justificado en los casos en los que, el cauce contaminado, sea la única fuente de agua potable disponible (KIM et al., 1982).

#### 5.4.4 Plantas de tratamiento por ósmosis inversa

Las técnicas como la ósmosis inversa o el intercambio iónico requieren la construcción de una planta de tratamiento para el agua de mina. Estas técnicas no permiten obtener, directamente, ningún producto comercializable, a partir de las aguas contaminadas.

La ósmosis inversa, emplea una membrana semipermeable, que puede ser atravesada, sin dificultad, por el agua y que actúa como una barrera eficaz, frente a las sustancias disueltas o suspendidas en el agua.

La figura II.60 representa una planta de tratamiento de aguas de mina por el método de ósmosis inversa.



**FIGURA II.60.-**

ESQUEMA DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS ACIDAS DE MINA MEDIANTE EL METODO DE OSMOSIS INVERSA. ( MASON, 1970 , IN REED, 1984 ).

ue, el  
onible

lor co,  
agua  
ningún

puede  
o na  
en el

as de

AD

E

La membrana tiene un espesor de unas 100 micras, y está formada por una película de acetato de celulosa modificado. La membrana es asimétrica. Una de las caras está cubierta con una capa densa, de 0,2 micras de espesor, que actúa como superficie de rechazo. El resto de la membrana está formado por una masa esponjosa y porosa, que contiene dos tercios de su peso en agua.

La tabla II.4 recoge los resultados de un proceso típico de ósmosis inversa, obtenidos analizando los efluentes y las aguas brutas de mina que se tratan. Los resultados son espectaculares: tan solo el 1,3% de hierro, el 4,2% de sulfato, el 3,8% de calcio y el 0% de manganeso, entre otros, permanecen en el agua. El pH asciende ligeramente.

Algunas consecuencias importantes de los experimentos realizados, hasta el momento (REED, 1984), son las siguientes:

- a) es fácil que la membrana quede obstruida, con la consiguiente rápida disminución de la capacidad de tratamiento,
- b) con una solución de hidrosulfito de sodio, al 5%, se consigue desatascar la membrana sin que la calidad de los efluentes disminuya, y
- c) cuando el problema de las obstrucciones se resuelve adecuadamente, se pueden conseguir recuperaciones de hasta el 80%.

Al igual que el método de intercambio iónico, este método es muy caro, y sólo se justifica si la situación es dramática. Los residuos alcanzan alta toxicidad y son de difícil almacenaje; además el consumo energético es alto.

Análisis	Agua contaminada (mg/l)	Agua tratada (mg/l)
Sodio	4,0	1,6
Potasio	2,0	1,0
Calcio	144,0	5,6
Magnesio	80,0	4,4
Manganeso	17,0	-
Hierro (total)	38,4	0,5
Cloruros	5,0	4,0
Sulfatos	750,0	32,0
Nitratos	0,9	0,6
Sílice	14,0	12,0
Total sólidos disueltos	1.228,0	50,0
pH	3,2	4,3
Condiciones del test		
Presión		600 psig
Agua recuperada		85%
Temperatura de alimentación		20-25°C
Duración del test		70 horas

**TABLA II.4.-**

RESULTADOS OBTENIDOS EN UNA PLANTA DE OSMOSIS INVERSA ( MASON , 1970 , IN REED , 1984 ).

#### 5.4.5 Tratamiento biológico con Desulphovibro desulphicans

Este método también requiere la instalación de una planta de tratamiento. Presenta la gran ventaja, respecto a la neutralización, de que hace viable obtener azufre no combinado y quizás hierro, comercializables, a partir de las aguas ácidas de mina.

El proceso aprovecha la capacidad de la bacteria Desulphovibro desulphicans, de reducción de sulfatos, y puede así producir ácido sulfhídrico a partir de ácido sulfúrico. Mediante el proceso Claus puede reducirse el ácido sulfhídrico a azufre puro (REED, 1984).

Los inconvenientes fundamentales de este proceso son dos:

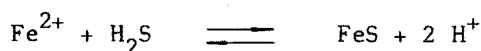
- a) el curso de agua tratado permanece con un bajo contenido de oxígeno disuelto en el agua, y
- b) el ácido sulfhídrico tiene un olor muy desagradable y difícil de combatir, cuando se maneja en grandes cantidades.

Para que Desulphovibro desulphicans pueda reducir el sulfato, es preciso que exista carbono orgánico, en forma de ácidos orgánicos, que sirva como fuente de electrones para la reducción. El compuesto más usado es el ácido láctico (RICE, 1972, in REED, 1984).

La reacción de reducción con ácido láctico es la siguiente:



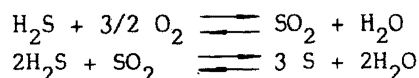
Si existen cationes metálicos, como hierro ferroso, se puede producir la reacción:



con lo cual no se produce un cambio neto en la acidez del agua.

La velocidad de reducción de los sulfatos depende mucho del pH, y el valor óptimo oscila entre 7 y 7,5. El pH mínimo, para que el proceso sea viable, es de 5,5. Esto exige, en general, algún proceso de neutralización, previo a la reducción de los sulfatos.

El ácido sulfhídrico se transforma en azufre mediante el proceso Claus:



La viabilidad real de una planta industrial de este tipo es muy problemática (REED, 1984). Si pudiera llevarse a la práctica sería una solución óptima, al producir una materia prima comercializable (azufre), al tiempo que se resuelve el problema de contaminación de las aguas.

#### **5.4.6 Tratamiento mediante musgo de Sphagnum y caliza**

Otra nueva línea de investigación, seguida por el U. S. Bureau of Mines, se basa en la utilización de musgos. El método se puede aplicar a pequeños arroyos contaminados y, en general, a caudales reducidos. Es, por tanto, muy aconsejable para pequeñas explotaciones mineras, situadas en lugares de difícil acceso.

Se ha observado que, en las ciénagas con musgo de esfagínea (Sphagnum) y/o plantas de anea, se produce extracción de hierro por intercambio catiónico y precipitación. El tratamiento natural queda completado con la neutralización del agua, en afloramientos calizos, en aquellos lugares donde los hay. La instalación artificial

de estas plantas, y de la caliza, puede mejorar la calidad del agua en muchos pequeños arroyos.

En Ohio se han localizado charcas naturales, alimentadas por aguas ácidas de minas abandonadas, con un pH de 2,5, en las que prospera la especie Sphagnum recurvum. Cuando las aguas ácidas atraviesan charcas, disminuye su concentración de hierro, magnesio, sulfato, calcio y manganeso y su pH sube de 2,5 a 4,6. En este mismo lugar existe un afloramiento calizo, aguas abajo, que completa la neutralización del agua, elevando el pH hasta valores comprendidos entre 6 y 7.

En West Virginia, la universidad ha realizado estudios similares, en pantanos del norte del estado, y se ha comprobado que la calidad del agua mejora rápidamente, al atravesar las ciénagas, con los siguientes resultados:

- a) en menos de 50 m el pH sube de 3,0-3,5 hasta 5,4-6,0,
- b) en menos de 20 m se reducen las concentraciones de sulfato de 210-275 mg/l hasta 5-15 mg/l, y
- c) en menos de 20 m el hierro pasa de 26-73 mg/l a menos de 2 mg/l.

Los tipos de musgo que se proponen son: Sphagnum recurvum, Sphagnum brevifolium, Sphagnum fimbriata, y musgos del género Typha, que se recogen de puntos próximos donde existan.

El dispositivo consiste en crear una charca, donde aclimatar al musgo, y colocar a continuación una roca de caliza, donde se produzca la neutralización.

En algunas minas, será posible utilizar charcas ya existentes, sólo habrá que ampliarlas y obligar al agua ácida a circular por ellas. Con esta aplicación, si la anchura de la charca es de 50 m, la longitud de 28 m y la lámina de agua que circula tiene entre 3 y 30 cm, se pueden llegar a tratar hasta 2 l/s.

El U. S. Bureau of Mines aplica este sistema, en la actualidad, en minas de Pensilvania, de estas características, donde el agua a la entrada tiene las siguientes concentraciones de iones:

hierro:	20-25 mg/l
manganeso:	30-40 mg/l
ph:	comprendido entre 5,5 y 5,8.

El agua efluente sale muy purificada:

hierro:	menos de 1 mg/l
manganeso:	menos de 2 mg/l
pH:	prácticamente neutro.

Así mismo, existe también la posibilidad de construir una charca totalmente artificial. La diferencia estriba en que, en una ciénaga natural, la extracción de hierro está facilitada por la oxidación bacteriana, y por la reducción de sulfatos que se produce en las aguas del fondo, ricas en materia orgánica. Si la charca se construye correctamente, estas condiciones terminarán por producirse también en la artificial.

Estas instalaciones, ocupan superficies comprendidas entre 70 y 79 m<sup>2</sup>, de los cuales entre el 40% y el 60% están realmente encharcados. Se tratan en ellas caudales que oscilan entre 0,1 y 0,5 l/s.

Las limitaciones de esta técnica, puestas de manifiesto hasta el momento, son:

- a) es necesario que el caudal de agua ácida sea continuo, sin grandes variaciones,
- b) el coste de mantenimiento, a largo plazo, aún no ha sido determinado,
- c) el método parece ser especialmente indicado para tratar pequeños caudales (menos de 0,5 l/s), debido a las grandes superficies que requiere. Puede admitirse que son necesarios 300 m<sup>2</sup> de superficie encharcada para tratar 1 l/s (KLEINMANN, 1985), única limitación que impide aplicarlo a grandes caudales,
- d) la presencia de aluminio puede constituir un serio problema, ya que no es significativamente extraído por el Sphagnum, y puede llegar a recubrir los granos de caliza con una capa de hidróxido, y
- e) es necesario contrarrestar los efectos de súbitos cambios de caudal, por causa de tormentas u otros motivos, que no permiten la actuación normal de los musgos.

En ensayos de laboratorio (Peer Consultants Inc., 1984) se ha comprobado que el Sphagnum recurvum, tolera durante cuatro semanas drenajes ácidos con concentraciones de hasta 500 mg/l de hierro. Al final de este período el musgo acusa el esfuerzo, pero el intercambio iónico continúa.

La evapotranspiración es también importante, y puede reducir la tolerancia a máximos de 150 mg/l de hierro, si es medianamente intensa.



Otros factores incontrolables, cuyo efecto sólo se puede medir al cabo de, al menos, medio año, son la incidencia de la temperatura ambiental, de la pluviometría y de los caudales del arroyo.

#### **5.4.7 Neutralización natural con aguas fluviales (control "sinérgico" de las aguas ácidas de drenaje)**

Se trata de una solución muy atractiva y conceptualmente muy simple, que ha sido descrita a fondo, aplicándola a un caso concreto, por JOHNSON (1985). "Sinérgico" es el término que ha empleado JOHNSON para referirse al método, haciendo mención a su carácter completamente natural.

La neutralización natural, con aguas fluviales, es una técnica diseñada para ser aplicada en minas abandonadas, con un efluente ácido persistente que, por su mala calidad, deteriore el río al que vierte.

El método consiste en neutralizar las aguas ácidas, de modo completamente natural, con parte del caudal del río. Esto se realiza en un circuito, constituido por numerosas balsas de sedimentación, dispuesto en paralelo respecto al río.

En resumen, puede decirse que lo que se pretende es que la contaminación, por precipitación de hidróxidos, no tenga lugar en el cauce del río, sino en un cauce paralelo, debidamente aislado, y de un modo controlado.

La figura II.61 representa el circuito de flujo del agua en la Mina Dober, del estado de Míchigan, en la cual se ha aplicado esta técnica con éxito. Tras el abandono e inundación de la mina, a mediados de la década de los años setenta, comenzó a producirse un

efluente ácido de muy mala calidad, que vertía directamente en el río situado junto a ella. A pesar de que el caudal del río era suficiente para neutralizar sobradamente el agua ácida, el tramo del río en el que la neutralización se producía quedó gravemente deteriorado por la precipitación de hidróxidos. Esto se solucionó desviando parte del caudal del río, aguas arriba, e introduciéndolo en la mina de la que rebosaba el agua ácida. La neutralización tiene lugar, por tanto, en la propia mina, y la mayor parte de los hidróxidos precipitan en ella.

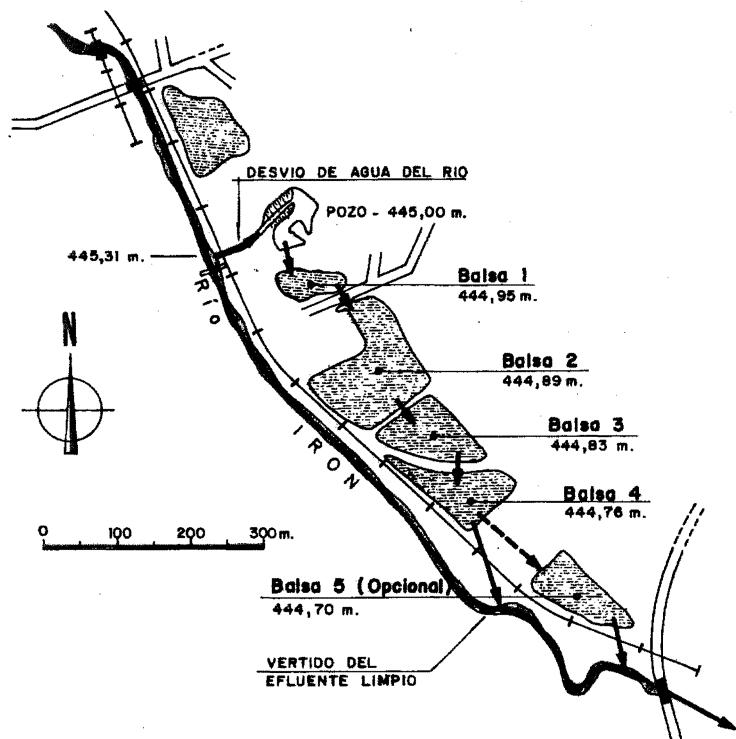


FIGURA II.61.-

ESQUEMA DEL SISTEMA DE NEUTRALIZACION DE AGUAS ACIDAS DE MINA, CON AGUAS DE RIO, INSTALADO EN DOBER MINE ( MICHIGAN , EE.UU. ) ( JOHNSON , 1985 ).

El agua que rebosa de la mina es conducida hacia un circuito de balsas de decantación escalonadas, a través del cual circula por gravedad. En las balsas tiene lugar el final de la neutralización y precipitación, obteniéndose de la última de ellas un efluente limpio, que es vertido al río, aguas abajo del punto en el cual vertía el efluente ácido. De este modo queda preservado el cauce del río en todo su recorrido.

La técnica de neutralización natural, con aguas fluviales, está sujeta a muchas limitaciones, que restringen grandemente su aplicación:

- a) es preciso que el río tenga un caudal suficiente, para poder derivar una pequeña parte del mismo que neutralice el agua ácida,
- b) debe disponerse de una serie de balsas de decantación, a través de las cuales pueda circular el agua por gravedad,
- c) la mina abandonada debe ser lo bastante grande para dar cabida, en su interior, al gran volumen de hidróxidos que producirá la neutralización. Si los lodos precipitan en balsas, éstas deben ser suficientemente grandes y estar protegidas de la erosión,
- d) el volumen conjunto de la mina y las balsas debe ser capaz de asegurar un tiempo de retención suficiente del agua en el circuito. Este tiempo será, en general, de varios días y debe ser determinado previamente en el laboratorio, mediante ensayos de neutralización y sedimentación del agua ácida con agua del río, y
- e) el sistema debe ser estable en su funcionamiento. Esto exige

ito de  
a por  
ción y  
imio,  
tía el  
río en

stá  
plica-

poder  
agua

ón a

a mar  
s que  
alsas,  
las de

capaz  
en el  
debe  
ns /os  
ia del

exige

que las disminuciones de caudal del río coincidan, aproximadamente, con las del agua ácida, o que el caudal de estiaje del río no sea tan bajo que no se pueda desviar la cantidad de agua necesaria. También es preciso tener en cuenta las variaciones estacionales de temperatura. En invierno, la neutralización será mucho menos eficaz.

Es indudable que pocas minas abandonadas reúnen todos los requisitos citados, pero esto no quiere decir que no pueda aplicarse una solución sinérgica (en el sentido descrito por JOHNSON), sino que será preciso adaptar soluciones específicas en cada caso.

Puede afirmarse, como resumen, que la neutralización natural, con aguas fluviales, constituye una solución atractiva para los problemas de aguas ácidas. No se trata de una tecnología, sino de un concepto cuya aplicación exigirá desarrollar proyectos de ingeniería imaginativos.

La mina Dober, en Michigan (figura II.61) en la que se ha aplicado con éxito, fue una mina de hierro, con abundante ganga pirítica, abandonada en la superficie y en el interior. Esta mina produce efluentes comprendidos entre 2 y 10 l/s de agua, con pH entre 1,5 y 4,5. Como media, contiene 1.090 mg/l de hierro, 97 mg/l de manganeso y 5.130 mg/l de sulfato. El tiempo de retención del agua en el circuito de balsas es de cinco días, con una dilución de 20:1, lo que representa, aproximadamente, el 6% del caudal del río. Diariamente se producen 9 m<sup>3</sup> de lodos.

## **6. PROBLEMAS PLANTEADOS POR METALES DISTINTOS DEL HIERRO EN EL TRATAMIENTO DE AAM**

### **6.1 MANGANESO**

#### **6.1.1 Precipitación del manganeso. Fundamentos hidrogeoquímicos**

En los efluentes de minas abandonadas, los controles fundamentales se centran en el pH, y en los contenidos de hierro, manganeso, otros metales y sólidos en suspensión.

Los tratamientos a base de adición de elementos alcalinos, aireación mecánica o natural, sedimentación u otros, expuestos en apartados anteriores, satisfacen en las aguas tratadas a los requerimientos en cuanto al pH y al hierro.

Por lo que al manganeso se refiere, hay que señalar que la mayor parte de las explotaciones mineras con problemas en este metal (el drenaje ácido típico contiene de 1 a 8 mg/l de manganeso, y no son extraordinarios los casos con 50 a 100 mg/l), provocan un exceso de alcalinidad, para elevar el pH del agua de mina hasta un valor de 10, con lo que se oxida el  $Mn^{+2}$  a  $Mn^{+4}$  insoluble.

Durante la precipitación del manganeso, en forma de  $MnO_2$ , se produce ácido y el pH del agua descende. Si el pH se mantiene por encima de 9, cabe o hacer un vertido controlado de estos efluentes, o bien reacidificar el agua.

Otra alternativa, para evitar el exceso de alcalinidad, es utilizar oxidantes químicos, tales como gas de cloro, sales de hipoclorito (sódico o cálcico), ozono, permanganato potásico o peróxido de oxígeno, oxidantes que pueden transformar el  $MnO$  soluble a  $MnO_2$  insoluble, dentro de valores de pH permitidos.

E EL

ínicos

entales  
gaseoso,

reación  
artados  
tos en

mayor  
ta (el  
no son  
cer de  
alo de

O<sub>2</sub> se  
ene por  
ue tes,

ut izar  
oclorito  
ido de  
a InO<sub>2</sub>

De todas estas posibilidades, en base a la bibliografía, se pueden seleccionar tres: añadir hipoclorito sódico, añadir permanganato potásico o aumentar el pH. Esta selección se debe hacer en base a facilidad de uso, coste, aplicabilidad, efectividad y aceptación por la industria minera.

El hipoclorito sódico se puede utilizar en solución, mezclado con hidróxido sódico o bien sólo. El hipoclorito sódico se envasa comercialmente, en solución al 15%, concentración que se reduce durante el transporte y almacenaje. Presenta la ventaja de su fácil aplicación, debido a su estado líquido. Por su parte, el hipoclorito cálcico se ha utilizado, también, pero es difícil controlar la cantidad del producto que se añade al sistema. Además, a fin de precipitar el lodo, es necesario el uso de algún floculante.

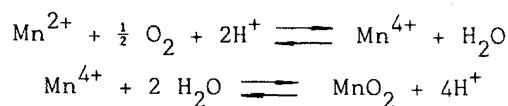
El permanganato potásico se suele añadir, en forma granular, directamente al hidróxido sódico, pero aunque durante los primeros meses el método funciona bien, luego se hace difícil mantener la dosificación adecuada, y hay que recurrir a aumentar la alcalinidad. La ventaja de este permanganato es que su color actúa como indicador para su correcta dosificación. El permanganato se comercializa en forma granular, y la disolución y mezcla debe efectuarse in situ.

Es importante no realizar una sobredosificación, puesto que esto haría que el contenido en manganeso del agua aumentara, debido al permanganato.

Por último, la opción de aumentar la alcalinidad, se suele realizar mediante hidróxido sódico en forma líquida, o bien mediante la adición de cal hidratada con un mezclador flash.

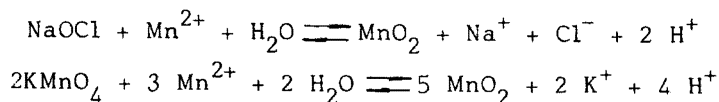
### 6.1.2 Química de la extracción del manganeso

Como comentamos, anteriormente, la oxidación de  $\text{Mn}^{2+}$  soluble a  $\text{Mn}^{4+}$  insoluble, requiere valores de pH mayores que en el caso del hierro, pero el mecanismo resulta básicamente el mismo. En la extracción del manganeso, se verifican dos reacciones:



El porcentaje de manganeso que se oxida con pH menor de 8 es extremadamente bajo. La reducción de la concentración de manganeso, cuando es menor de 2 mg/l, puede realizarse teóricamente con pH de 8,4 pero, en la mayor parte de los casos prácticos, se requieren valores superiores a 9,5.

Las reacciones siguientes muestran como se produce la oxidación del manganeso, por medio de hipoclorito sódico ( $\text{NaOCl}$ ) y de permanganato potásico ( $\text{KMnO}_4$ ):



Estos productos químicos oxidan tanto al hierro como al manganeso. Debido a ello es razonable realizar primero la eliminación del hierro, por alguno de los métodos anteriormente expuestos, aumentando el pH y aireando antes de añadir el oxidante.

De esta forma, se producirá una disminución de los costes, al descender la cantidad de oxidante a emplear. Además, parte del manganeso se eliminará con el hierro, aún a pH neutro, debido al fenómeno de precipitación del hidróxido férrico en sí.

Todo esto que hemos referido, conduce a señalar que existen numerosas variables que gobiernan la eliminación del hierro y el manganeso del agua de mina.

Por tanto, son necesarios ensayos que permitan escoger el método a emplear y las dosificaciones necesarias. Así mismo, el agua de mina presenta variaciones, en cantidad y calidad, que deben traducirse en el control de la dosificación del tratamiento, para poder asegurar la extracción definitiva del manganeso.

Finalmente, cabe señalar que las nuevas tecnologías, como el ILS, tienen gran futuro, al ser métodos simples y baratos de extracción del manganeso (en el punto 5.4.2.3, se ha explicado este sistema y sus aplicaciones).

## 6.2 OTROS MATERIALES

El drenaje ácido, crea un medio favorable para la existencia de metales traza, tales como Fe, Ca, Mg, Al, Mn, Cu, Zn, Pb, etc., que son solubles en medio ácido y que se lixivian a partir de los sulfuros, expuestos a la acción del agua y el aire, durante y tras las operaciones mineras. Este tipo de agua sólo permite la vida de algunas algas de gran resistencia, pero deja inutilizable el agua para consumo humano o para uso recreacional, acaba con la fauna piscícola, y destruye la maquinaria minera.

Por ello, en general el agua ácida se somete a procesos que conllevan la precipitación de los metales pesados (traza).

Las reacciones que se producen, en la oxidación de la pirita, se han comentado anteriormente, pero lo importante, en lo referente a metales traza, es que en esta oxidación el pH desciende a valores



que aumentan la solubilidad de estos metales. El aumento de la solubilidad es debido a reacciones secundarias entre sulfatos de hierro, ácido sulfúrico y los elementos presentes en las rocas afectadas. Estos mecanismos explican la existencia de Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, silicatos, etc., en el agua de mina.

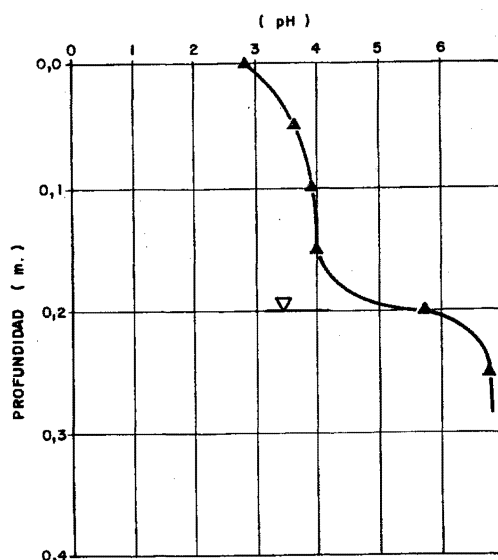
La mayor parte de los elementos traza tienen tendencia a precipitar al aumentar el pH. La tabla II.5 muestra pH típicos a los que precipitan algunos metales.

Ion	pH	Ion	pH
Fe (III)	3.5-4.5	Na (I)	7.0-8.0
Al (III)	4.5-6.0 (1)	Cd (II)	7.0-8.0
Cr (III)	5.5-6.5	Hg (II)	7.5-8.5
Pb (II)	6.0-7.0	Fe (II)	7.5-9.0
Cu (II)	6.5-7.5	Zn (II)	8.0-9.5
		Mn (II)	8.5-9.5
(1) El aluminio se hace soluble de nuevo para pH mayor de 7.5.			

**TABLA II.5.-**

RANGOS DE pH EN LOS QUE SE PRODUCE LA PRECIPITACION DE ALGUNOS METALES PESADOS ( SINGH Y RABAT , 1985 )

En lo que se refiere a escombreras, la franja en peores condiciones es, en general, la formada por los veinte centímetros superficiales, que es la que suele presentar los pH más bajos (JACKS, 1977). La figura II.62 muestra la evolución del pH con la profundidad, en una escombrera abandonada.



**FIGURA II.62.-**

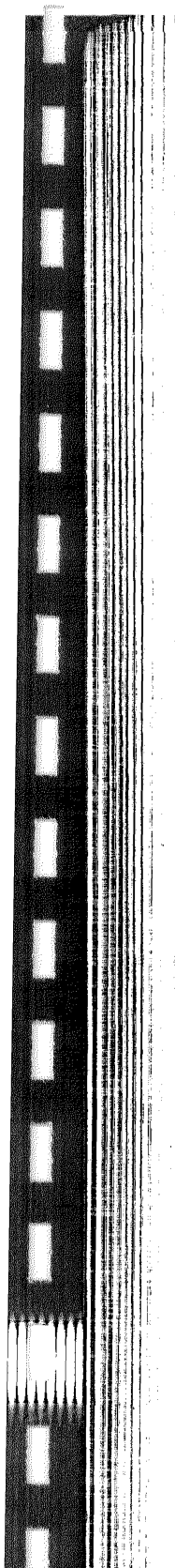
PERFIL DEL pH EN UNA ESCOMBRERA ABANDONADA , CON EL NIVEL FREÁTICO A 0,2 m DE PROFUNDIDAD ( JACKS, 1977 ).

En la industria minera los problemas más graves de contaminación por metales pesados suelen estar planteados por aguas ácidas formadas a partir de mineralizaciones de esos elementos, con ganga pirítica. La baja reactividad de la galena y blenda, por ejemplo, explica que no se formen aguas ácidas cuando no van acompañadas de pirita.

Sin embargo, también en estos casos pueden producirse casos graves de contaminación por metales pesados. Uno de ellos es el descrito por JOHANSEN et al., (1985), referido a la mina abandonada de plomo-zinc de Mestersvig, en Groenlandia. Esta mina fue abandonada en 1963, tras siete años de actividad, durante los cuales produjo

A vertical strip of film, likely from a microfilm or microfiche, showing a series of sprocket holes along the left edge. The film itself is dark and textured, with some horizontal lines and light-colored marks visible. The sprocket holes are evenly spaced and appear as white rectangular shapes against the dark background. The overall image is oriented vertically, with the sprocket holes on the left and the film strip extending downwards.

A vertical strip of film, likely from a microfilm or microfiche, showing a series of sprocket holes along the left edge. The film itself is dark and textured, with some horizontal lines and light-colored marks visible. The sprocket holes are evenly spaced and appear as white rectangular shapes against the dark background. The overall image is oriented vertically, with the sprocket holes on the left and the film strip extending downwards.



A vertical strip of film with sprocket holes, showing a dark, textured surface with horizontal lines and some light-colored marks. The film is oriented vertically, with the sprocket holes on the left side. The image is a high-contrast, black and white scan of a film strip, likely from a microfilm or a similar format. The film has a dark, almost black, background with a series of horizontal lines and some lighter, irregular marks. The sprocket holes are visible as a series of white, rectangular shapes along the left edge. The overall appearance is that of a film strip that has been scanned or photographed, showing some wear and tear.

A vertical strip of film with sprocket holes, showing a dark, textured surface with horizontal lines and some light-colored marks. The film is oriented vertically, with the sprocket holes on the left side. The image is a high-contrast, black and white scan of a film strip, likely from a microfilm or a similar format. The film has a dark, almost black, background with a series of horizontal lines and some lighter, irregular marks. The sprocket holes are visible as a series of white, rectangular shapes along the left edge. The overall appearance is that of a film strip that has been scanned or photographed, showing some wear and tear.

na ley  
os se  
la  
6.000  
almen-  
ajo.  
ic de  
algas  
e tinc  
etada  
delta

Se ha comprobado que el pH del agua intersticial de las escombreras es de 7,4, lo cual prueba que la formación de aguas ácidas no juega ningún papel en esta mina (la mena está formada por blenda y galena y la piritita es casi inexistente). La difusión de los metales se ha producido por disgregación de los granos de sulfuro y disolución de los metales, en mínimas proporciones.

Según BARRET et al., 1980, los parámetros físico-químicos que deben controlarse en los efluentes, tanto antes como durante y después de las operaciones mineras, deben ser los que figuran en la tabla II.6.

pH	arsénico	mercurio
temperatura	cadmio	níquel
sólidos disueltos	calcio	nitratos (o nitrógeno)
conductividad eléctrica	cromo	fósforo
alcalinidad	cobre	potasio
dureza	fluoruros	selenio
carbonatos	hierro	sodio
bicarbonatos	plomo	sulfatos
aluminio	magnesio	zinc
amonio	manganeso	

**TABLA II. 6.-**

PARAMETROS QUE DEBEN CONTROLARSE EN LOS EFLUENTES DE MINAS ( BARRET ET AL., 1980 ).

Para minas de uranio debe controlarse, además, el potencial redox, molibdeno, vanadio, uranio y radio. Y para aguas superficiales, el oxígeno disuelto y los sólidos en suspensión.

Evidentemente no es necesario controlar todos estos parámetros, en cada caso, si bien es aconsejable realizar un muestreo inicial amplio, para seleccionar los que deben controlarse a posteriori.

IL DE

En esta selección hay que tener en cuenta que, desde el punto de vista ambiental, los seres vivos se ven afectados, de forma distintas, por los metales traza, y así podemos destacar el que:

- a) algunos metales son tóxicos para plantas y/o animales (boro, selenio y molibdeno),
- b) otros son tóxicos para los peces (zinc), y
- c) por último, algunos afectan a los seres humanos así como a los animales (selenio, arsénico, cadmio y níquel).

Esto no quiere decir que no existan otros elementos importantes, en un efluente concreto, pero los incluidos en estos tres grupos son los elementos traza que más comúnmente producen problemas a seres humanos, animales y plantas.

	Mn	B	Zn	Cu	As	Pb	Mo	Se	Cd	Ni
Corteza terrestre	950	10	70	55	1,8	12,5	1,5	0,05	0,2	75
Rocas sedimentarias										
Pizarra	850	100	95	45	13,0	20,0	2,6	0,6	0,3	68
Arenisca	50	35	16	5	1,0	7,0	0,2	0,05	0,05	2
Caliza	1.100	20	20	4	1,0	9,0	0,4	0,08	0,035	20
Suelos										
Rango	100 4.000	2 100	10 300	2 100	1,0 50	2,0 200	0,2 5,0	0,01 2,00	0,01 7,00	- -
Media	850	10	50	20	6,0	10,0	1,0	0,2	0,06	0,4

TABLA II.7.-

ABUNDANCIA DE ELEMENTOS TRAZA EN ROCAS SEDIMENTARIAS Y SUELOS, EXPRESADA EN ppm (BARRET ET AL., 1980 A PARTIR DE BOWEN, 1966; TAYLOR, 1961).

nt. de  
formas

(boro,

como a

es, en  
los  
eres

Las tablas II.7 y II.8 muestran las cantidades, de algunos elementos traza, que cabe esperar en distintos materiales y a distintas profundidades. Estos datos pueden servir para comparar los contenidos de un agua de mina, en función de los materiales litológicos afectados, y determinar la existencia o no de niveles anómalos de algún elemento traza.

	Mn	B	Zn	Cn	As	Pb	Mo	Se	Cd	Ni
Profundidad: 0-25 cm										
Rango	70 1.000	0,2 70	28 93	3 30	- -	10 30	3 20	- -	- -	5 30
Media	280	31	62	16	7,2	18	-	0,20	-	15
Profundidad: 15-20 cm										
Rango	100 700	20 70	25 104	5 50	- -	10 100	3 5	- -	- -	7 50
Media	250	28	64	18	8,2	18	-	0,14	-	16

**TABLA II. 8.-**

CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS TRAZA EN LA CUENCA DEL RIO POWDER EXPRESADA EN ppm ( BARRET ET AL., 1980 , A PARTIR DE KEEFER Y HADLEY, 1976 ).

Así mismo, la tabla II.9 proporciona idea de las condiciones del suelo en las cuales un elemento traza puede ser asimilado por las plantas y, consiguientemente, por animales e incluso por el hombre. Es evidente que no puede aplicarse un mismo criterio a todas las plantas ya que, de hecho, un contenido letal para una especie puede ser inofensivo para otra.

<u>Elemento</u>	<u>Condiciones del suelo</u>
Mn	Principalmente en suelos ácidos. En condiciones neutras o alcalinas no se presenta.
B	En suelos en condiciones alcalinas. Baja precipitación.
Zn	En suelos en condiciones ácidas bajos en $\text{CaCO}_3$ .
Cu	En suelos en condiciones ácidas.
As	En suelos en condiciones alcalinas.
Pb	En suelos en condiciones ácidas.
Mo	En suelos neutros o alcalinos, húmedos.
Se	En suelos en condiciones alcalinas, con ambiente oxidado.
Cd	En suelos en condiciones levemente alcalinas o ácidas.
Ni	En suelos en condiciones ácidas.

**TABLA II.9.-**

CONDICIONES EN QUE LOS ELEMENTOS TRAZA SON MOVILES O ACCESIBLES PARA LAS PLANTAS ( BARRET ET AL., 1980 ).

## **7. ALGUNOS CASOS REALES**

En este apartado se describen y analizan algunos casos históricos, especialmente significativos, de contaminación de aguas, originados por el abandono de una mina, que se han producido en los últimos años, que están suficientemente documentados, y que cubren una diversidad de problemas y situaciones, así como de actuaciones frente a dichos problemas.

A continuación incluimos una breve reseña de los casos que se van a analizar en este apartado:

a) Faulheads, Escocia, ilustra un caso de contaminación de

cursos superficiales de agua, por efluentes ácidos del estéril apilado en una mina de carbón a cielo abierto,

b) Dalquharran, Escocia, es un ejemplo de contaminación de un río por el efluente ácido de una mina subterránea de carbón,

c) Pennsylvania, es un estado en el que existe tal cantidad de escombreras piríticas, y minas de carbón inundadas, que todo el sistema hidráulico, de la región, se ha visto deteriorado por esta causa,

d) Shasta-Keswick Lakes, en Shasta County, California, es un gran embalse que recibe los efluentes, muy ácidos, de gran cantidad de minas abandonadas de sulfuros, con un progresivo deterioro ecológico-económico,

e) Shullsburg, Wisconsin, es un caso espectacular de contaminación de un acuífero por sulfatos, tras el abandono de una mina subterránea de plomo-zinc, encajada en dolomías,

f) Tar Creek, Oklahoma, es un acuífero, de gran valor regional, en el que se está produciendo la contaminación, por aguas ácidas, que se filtran desde unas minas de plomo-zinc, abandonadas e inundadas, situadas sobre él, y en el que se han producido también surgencias ácidas superficiales.

g) Bunker Hill, Idaho, es una gran mina subterránea de plomo-zinc, en trance de ser abandonada a corto plazo, cuyas grandes dimensiones, y complicada hidrogeología, la convierten en un ejemplo muy interesante para estudiar las técnicas de abandono viables en cada sección de la mina, y

h) Captains Flat, en Australia, es una mina abandonada de sulfuros metálicos, cuyas escombreras han producido efluentes



muy ácidos, que han deteriorado muy gravemente, desde los puntos de vista económico y recreativo, a la cuenca afectada.

Todas estas minas representan casos en los que no se pusieron en práctica medidas preventivas, o donde éstas fracasaron. En algunos de estos lugares, la gravedad de la situación ha obligado a tomar medidas especiales para evitarla, muy costosas la mayor parte de las veces, como ha ocurrido en Faulheads, Dalquharran, Shullsburg y Captains Flat. En estos casos describimos, con algún detalle, los trabajos realizados, así como el resultado de los mismos.

### **7.1 FAULHEADS, ESCOCIA, GRAN BRETAÑA**

En Faulheads, se produjo, entre 1980 y 1981, una grave contaminación del río salmonero Almond, como consecuencia de la acidificación de los efluentes de una mina abandonada de carbón, a cielo abierto, situada en la cabecera de la cuenca del río. El organismo estatal competente, en lo relativo a la conservación del río, interpuso un litigio contra el National Coal Board (NCB), que finalmente se vió obligado, por los tribunales, a corregir la situación creada. Para ello fue instalada una planta de tratamiento de aguas ácidas, que funcionó durante los años 1981 y 1982, con un coste de 2.000 libras semanales.

Esta descripción la basamos en un trabajo de NORTON (1983), completada con datos de WILLIAMSON (1985) y de REED (1984).

El proyecto minero Faulheads tenía por objeto explotar, a cielo abierto, el carbón que no pudo extraer la minería subterránea, que en su día se desarrolló en el lugar. Esto se hizo mediante una corta, iniciada en mayo de 1977 y finalizada en marzo de 1980.

Desde la fase inicial de proyecto de la corta, existían serias dudas

de los  
d  
re en  
al unos  
tomar  
ar de  
ll burg  
le, los

amina-  
ción  
bierto,  
atal  
un  
se vió  
Para  
s que  
libras

(1983),

cielo  
a que  
te una

dudas

sobre el impacto ambiental que podría producir, al encontrarse enclavada en la cabecera de un pequeño río salmonero, de gran valor recreativo, y con fuertes variaciones estacionales de caudal, lo que lo hace muy vulnerable durante el estiaje. Antes de iniciarse el trabajo, en la mina, muy pocos análisis de agua dieron contenidos de hierro superiores a 1 mg/l, y el pH se mantuvo, como media, por encima de 6,5.

El River Purification Board, competente en el lugar, dió la autorización para el desarrollo de la mina, cuyos efluentes deberían cumplir los siguientes límites de calidad:

- a) temperatura inferior a 30° C,
- b) total de sólidos disueltos inferior a 30 mg/l,
- c) contenido de hierro inferior a 5 mg/l,
- d) pH comprendido entre 5 y 9, y
- e) ausencia de grasas, aceites y similares en el efluente de la mina

Durante todo el período de operación de la mina, no se produjo ninguna queja, ni de organismos ni de particulares, relativa al deterioro del río Almond.

Una vez extraído el carbón, la corta se rellenó con el estéril removido, y la superficie fue restituida. Cuando el nivel piezométrico alcanzó cotas similares a las originales, surgieron manantiales en su contacto con la superficie, cerca del talud de la corta. Las aguas de estos manantiales pronto se hicieron muy ácidas, con un pH de 4,5 y un contenido de hierro cercano a 650 mg/l. El caudal era pequeño (tan solo de cuatro litros por segundo), pero suficiente para deteriorar muy gravemente al río, sobre todo en períodos de escasas precipitaciones.

En poco tiempo el cauce del río quedó cubierto de una capa ocre, de

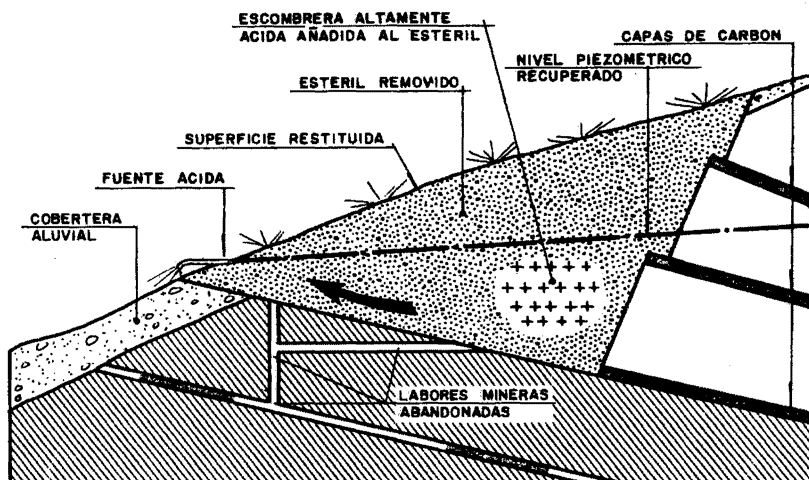
hidróxido de hierro, a consecuencia de la contaminación por hierro, aunque la concentración era de tan solo 5 mg/l. El ecosistema acuático se vió gravemente alterado y casi todos los peces, incluidos los salmónidos, desaparecieron.

Muy pronto se multiplicaron las quejas de los residentes de la zona y de las autoridades locales, acerca del estado del río. El NCB fue denunciado y declarado culpable de contaminar el río, tras el proceso judicial subsiguiente.

Mientras se realizaban investigaciones, en busca de una solución definitiva, el NCB costeó el montaje y mantenimiento de una planta de tratamiento, con cal, del efluente ácido, con un elevado coste (2.000 libras semanales de mantenimiento).

Mediante sondeos y piezómetros se estudió, a fondo, la calidad y el flujo del agua en el estéril, y se llegó a la conclusión de que la causa del problema era una escombrera, de una explotación anterior, que fue incluida en el relleno. Esta escombrera contenía cantidades muy elevadas de piritita, y había quedado muy acidificada tras meteorizarse a lo largo de muchos años. Fue incluida en el relleno, con el fin de restituirla de un modo más económico, pero los materiales de esta escombrera eran altamente contaminantes. Se ha calculado que su contenido de hierro soluble en ácido es de 20.000 mg/l. La figura 11.64 representa esta situación.

En Faulheads no pudo tomarse ninguna medida realmente eficaz, para interrumpir la formación de agua ácida, ya que hubiera sido impensable la reapertura de la corta, para seleccionar los materiales tóxicos y enterrarlos bajo una capa impermeable. Finalmente, se decidió mantener en funcionamiento la planta de neutralización esperando que, tras unos años de lixiviado del relleno, el efluente ácido deje de producirse, o que pueda ponerse en práctica algún procedimiento para interceptarlo.



**FIGURA II.64.-**

SECCION IDEALIZADA DE UNA MINA SIMILAR A LA DE FAULHEADS. LA FLECHA INDICA EL MOVIMIENTO DEL AGUA ACIDA EN EL ESTERIL ( MODIFICADO DE NORTON, 1983 ).

## 7.2 RIO GIRVAN, DALQUHARRAN, ESCOCIA, GRAN BRETAÑA

En 1979, los efluentes de la mina Dalquharran No. 1, abandonada dos años antes, contaminaron el río Girvan, creando un grave problema ambiental y económico. El Departamento Científico de la División Escocesa del National Coal Board (NCB) ha publicado un breve informe, en el cual se describe el problema planteado y la solución finalmente adoptada. El texto que se presenta, a continuación, es un resumen del informe mencionado.

El río Girvan desemboca en la Ría de Clyde y ha sido, tradicionalmente, considerado como uno de los mejores ríos salmoneros de la zona. Recibe aguas de la cuenca carbonífera de Dailly, aislada y muy reducida en extensión, cuya última mina activa, en Dalquha-

rran, cerró en abril de 1977. La mina fue inundándose, a medida que se recuperaba el nivel piezométrico.

El 21 de octubre de 1979 comenzó a salir agua por la bocamina, descargando a través de una acequia en el río Girvan. El caudal inicial era de 23 l/seg. El agua era extremadamente ácida (pH 3), contenía 1.200 mg/l de hierro, cantidades apreciables de aluminio y manganeso, y otras menores de níquel, cobre y zinc. El efecto del vertido sobre el río Girvan fue drástico. Se registraron grandes mortandades de peces y otros animales acuáticos, y fue destruido el valor recreativo del río. Por otra parte, algunas industrias portuarias, que tomaban agua dulce del río en su desembocadura, tuvieron que buscar otra fuente de abastecimiento, con el consiguiente perjuicio económico.

El Clyde River Purification Board (CRPB) llevó el caso ante los tribunales, en noviembre de 1979. En julio de 1980 el NCB fue declarado, por el Tribunal de Justicia del Condado, inocente de la acusación de contaminar cursos fluviales. Sin embargo, el Tribunal de Apelación dictó, en febrero de 1981, una sentencia contraria, que declaró culpable al NCB.

A finales de 1981 se creó una comisión mixta del NCB y el CRPB, para estudiar las posibles soluciones del problema. En principio, se consideraron las siguientes:

- a) instalar una tubería, para conducir el agua efluente de la mina directamente hasta el mar, y
- b) construir una planta de neutralización y tratamiento del agua ácida.

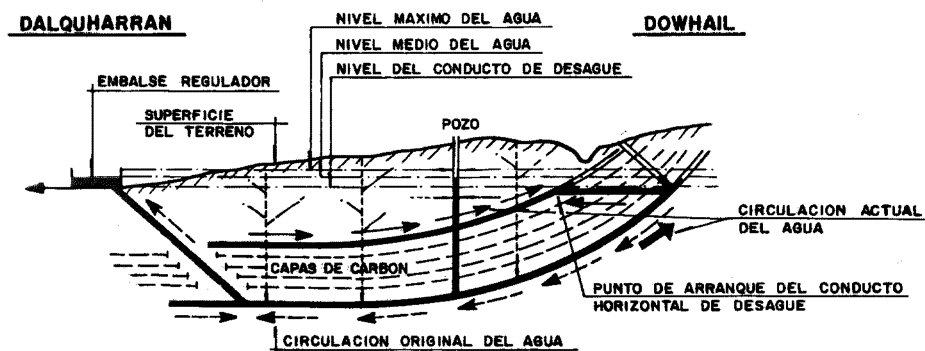
Estas dos soluciones eran inaceptables para el NCB, por su alto

coste, por lo que propuso, finalmente, una serie de soluciones alternativas, que fueron aprobadas por la comisión mixta, y puestas en marcha en noviembre de 1981. Estas soluciones se describen a continuación.

El volumen de agua que, diariamente, salía de la mina era de 2.000 m<sup>3</sup> (superior al que se desaguaba durante la explotación de la mina: 1.400 m<sup>3</sup>/día) y, en época de lluvias, se llegaban a registrar caudales de hasta 10.000 m<sup>3</sup>/día. Esto evidenciaba la estrecha relación existente entre el régimen hidráulico de la mina abandonada y el de las aguas superficiales del lugar. Las vías de acceso del agua superficial al interior de la mina (socavones y otras pequeñas labores), fueron localizadas, tras una minuciosa investigación. La comisión mixta decidió que el sellado y restauración de estos puntos, junto con el desvío de las escorrentías, era el método más práctico para reducir rápidamente la carga contaminante del río Girvan. De este modo, se consiguió reducir, en un 60%, el caudal de agua efluente de la mina.

El CRPB exigía que el contenido de hierro del agua del río Girvan no sobrepasase el límite de 1 mg/l. Esto se consiguió construyendo una pequeña presa, de 2 m de altura, junto a la bocamina (figura 11.65) que, dotada de válvulas de descarga, actuaba como moderadora del flujo efluente, para uniformar la calidad del agua del río dentro de límites admisibles.

Durante el verano de 1983 fue posible embalsar en la presa decenas de miles de metros cúbicos de agua ácida, hasta que las lluvias del otoño proporcionaron suficiente agua para diluir los efluentes retenidos, y permitir su descarga sin peligro. Este método de control ya no es necesario, puesto que ha quedado superado por las obras que se realizaron a continuación.



**FIGURA II.65.-**

ESQUEMA DEL REGIMEN HIDRAULICO DE LA MINA DE DALQUHARRAN ( HOJA INFORMATIVA DEL NATIONAL COAL BOARD , 1984 ).

En 1982 se efectuó una perforación en Dowhail, uno de los puntos a través de los cuales entraba agua en el complejo de minas inundadas, para tener acceso al agua almacenada en ellas. Se comprobó que el agua tenía allí un pH superior a 6 y un contenido de hierro inferior a 20 mg/l. Se realizaron pruebas de extracción de agua en Dowhail, de forma que, entre la primavera y septiembre de 1982, fueron extraídos casi 20.000 m<sup>3</sup> de agua de la mina. Se comprobó que, después de este período, el nivel de agua en la mina seguía siendo el mismo y el agua se mantenía en los valores citados de pH y contenido de hierro.

Esta observación permitió determinar, con seguridad, el régimen hidráulico de la mina inundada, que queda reflejado en la figura II.65. El agua situada en los niveles superiores de la mina era de buena calidad, y se iba deteriorando a medida que descendía hacia los niveles más profundos. La única comunicación existente, entre Dowhail y el desagüe de la mina Dalquharran, obligaba al agua a atravesar los niveles más profundos de la mina, y a entrar en contacto con los sulfuros oxidados, para ascender posteriormente.

recorriendo en conjunto un conducto muy largo y con forma de U, que sigue aproximadamente la forma de sinclinal de la cuenca. Esto explica que los efluentes de Dalquharran fuesen de muy mala calidad.

Una vez conocidos estos datos, el NCB propuso la perforación de un sondeo horizontal, que comunicase la zona superior, con agua relativamente limpia, con el exterior, drenando por gravedad y descargando el agua en un afluente del río Girvan. La presa en la bocamina de Dalquharran actuaría como reguladora del nivel de agua de la mina, asegurando el correcto funcionamiento del conducto horizontal de desagüe, que debería tener por cota la de la base de la presa.

Esta propuesta fue aceptada, y las obras se realizaron inmediatamente. Fue necesario realizar una compleja perforación, tras de la cual pudo instalarse la tubería, de 300 m de longitud.

En la actualidad, el 95% del agua que penetra en la cuenca carbonífera abandonada es extraída, relativamente no afectada, a través de la tubería de drenaje. Mientras, a través de la boca de la mina de Dalquharran, descargan ahora caudales muy reducidos de agua, con una calidad que ha mejorado notablemente (contiene menos de 300 mg/l de hierro).

El efecto global de las distintas medidas correctoras, que se han puesto en práctica (desvío superficial, presa estabilizadora del nivel de agua, tubería de drenaje) ha sido muy beneficioso. La cantidad de hierro, que diariamente se descarga en el río Girvan, ha quedado reducida de 3.500 a 8 kg. La restauración biológica del río, según un informe del CRPB, fechado en septiembre de 1983, ha sido excelente, y algunas observaciones locales, realizadas en 1984, indicaban una rápida recuperación de la población de peces migratorios. En la primavera de 1984 se realizaron algunos estudios de



campo, que mostraron que ya se había conseguido la restauración biológica completa del río.

Dado el perfecto funcionamiento de los sistemas de desagüe descritos, basados en una seria investigación hidrogeológico-minera, en septiembre de 1984 ya no se preveía la realización de ninguna obra de ingeniería, para complementar las ya realizadas. El único mantenimiento que se realiza, en la actualidad, es el análisis de la calidad de los efluentes de la mina Dalquharran y del conducto de drenaje de Dowhail.

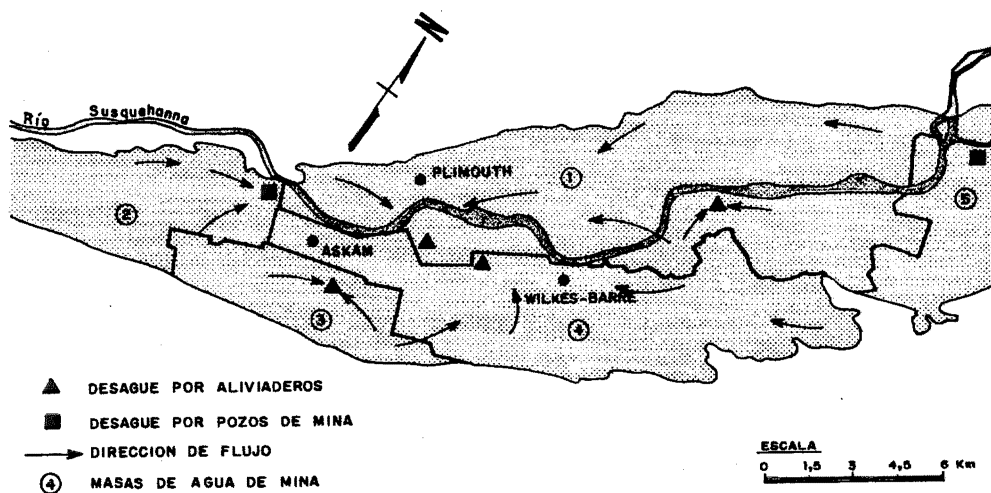
### 7.3 PENNSYLVANIA, EE.UU.

La cuenca del río Susquehanna, en Pennsylvania oriental, es un buen ejemplo de cuenca hidrográfica gravemente deteriorada por las minas de carbón abandonadas. Los datos que presentamos, a continuación, han sido tomados, principalmente, del trabajo de LADWIG et al. (1984), si bien, en menor medida, han sido útiles otros trabajos, como el de KIM et al., (1982).

Pennsylvania produce, anualmente, unos ochenta millones de toneladas de carbón, con una industria minera que se ha mantenido activa desde principios del siglo XIX. El carbón extraído es fundamentalmente antracita, que generalmente presenta contenidos elevados de azufre. En la actualidad, unos 4.000 km de ríos y arroyos, en todo el estado, están contaminados, y se calcula que las minas abandonadas causan el 70% de esta contaminación. Esto da idea de la magnitud de los problemas que pueden presentarse en las grandes áreas mineras.

En Pennsylvania oriental existen cuatro cuencas mineras, la más septentrional de las cuales está drenada por el río Susquehanna.

Todas las minas existentes en ella están abandonadas y se inundaron de forma espontánea, la última hacia 1970. Existen hasta dieciocho capas explotables de carbón, que alcanzan una profundidad máxima de 600 m bajo la superficie del terreno. La cuenca, con estructura sinclinal, mide 100 km de este a oeste y tiene 10 km de anchura, discurrendo el río longitudinalmente por el centro (figura II.66). El clima de la región es suave y húmedo.



**FIGURA II. 66.-**

PLANO DE LA CUENCA CARBONIFERA WYOMING, EN PENNSYLVANIA ORIENTAL. EL AGUA SUBTERRANEA SE HA UNIDO EN UNAS POCAS MASAS INDEPENDIENTES ENTRE SI. ES NETO EL FLUJO DEL AGUA HACIA LOS DESAGUES ( LADWIG ET AL., 1984 ).

Dado que casi todas las minas estaban intercomunicadas entre sí, por galerías y túneles, tras el abandono se ha formado un reducido número de acumulaciones subterráneas de agua, cada una de ellas de enormes dimensiones. El agua se introdujo en las minas tanto a través de los afloramientos de las capas explotadas, como de las formaciones permeables, y de las fracturas del terreno, así como a través de multitud de sondeos y pozos. Muchos arroyos, situados en

los bordes de la cuenca, vieron reducido gran parte de su caudal por esta infiltración.

Al embalsarse el agua en las galerías y frentes, desaguados durante años, se lixiviaron los productos de oxidación de los sulfuros. El agua se volvió ácida y se cargó de sulfatos y cationes metálicos. Cuando el nivel piezométrico alcanzó la superficie del terreno, originaron surgencias ácidas, que pasaron a contaminar a los ríos en los que vierten sus aguas. Para controlar, en lo posible, las descargas en superficie, fueron construidos varios aliviaderos en la cuenca, que centralizaron la descarga de la zona en la que están situados. La figura II.67 representa el funcionamiento de uno de estos aliviaderos.

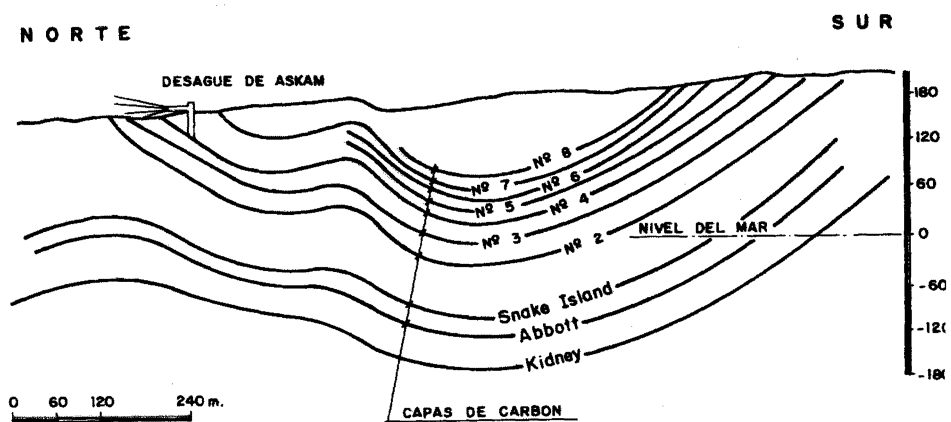


FIGURA II.67.-

CORTE GEOLOGICO QUE MUESTRA UN DESAGUE CENTRALIZANDO LOS EFLUENTES DE UNA ESTRUCTURA SINCLINAL ( LADWIG ET AL., 1984 ).

A partir de los datos de evolución, correspondientes a los últimos diez años, se registra una constante e importante mejora en

calidad del agua retenida, a pesar de lo cual el efluente de las minas todavía no es potable, ni apto para usos recreativos.

Ahora se plantean dos problemas, relativos a la evolución futura del acuífero:

a) se da por hecho que la mejora continuará, pero no se sabe hasta qué limite, y

b) es difícil saber hasta qué punto el agua efluente es representativa del total del agua embalsada. Aspecto que es fundamental conocer a la hora de estudiar cualquier posible uso, que se pueda dar a las cavidades subterráneas.

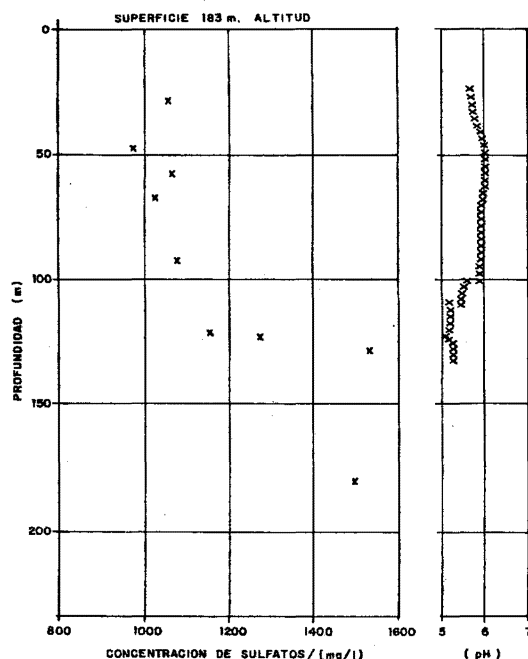


FIGURA II.68.-

GRAFICO DE LA VARIACION CON LA PROFUNDIDAD, DEL pH Y LA CONCENTRACION DE SULFATOS EN EL AGUA DE UN POZO DE MINA ABANDONADA EN PENNSYLVANIA ( LADWIG ET AL., 1984 ).

Recientes investigaciones han demostrado que existe una neta estratificación en estas masas de agua. La figura II.68 muestra la evolución del pH y de la concentración de sulfato con la profundidad, en un pozo representativo de la zona. Existen dos franjas siendo la superior la que contiene agua de mejor calidad. La interfase es neta, registrándose un brusco descenso del pH y aumento del sulfato con la profundidad. También aumenta la concentración de casi todos los cationes: hierro, magnesio y calcio. La estratificación parece fácil de justificar, ya que el agua de poca calidad y mayor densidad se encuentra en profundidad, asociada a los niveles de carbón con pirita.

La tabla II.10 recoge el contenido en sulfatos y el caudal que surgía a través de tres de los aliviaderos, poco después de producirse la inundación de las minas. Las concentraciones de sulfato eran muy elevadas, y la calidad de estas aguas no era mucho mejor que la de las aguas de mina que se bombeaban antes del abandono.

Aliviadero	Caudal medio litros/s	Concentración media de sulfatos mg/l
Askam .....	279	2.029
	425	2.270
Buttonwood .....	592	1.425
	848	1.560
South Wilkes-Barre	776	2.150
	1.074	2.417

**TABLA II.10.-**

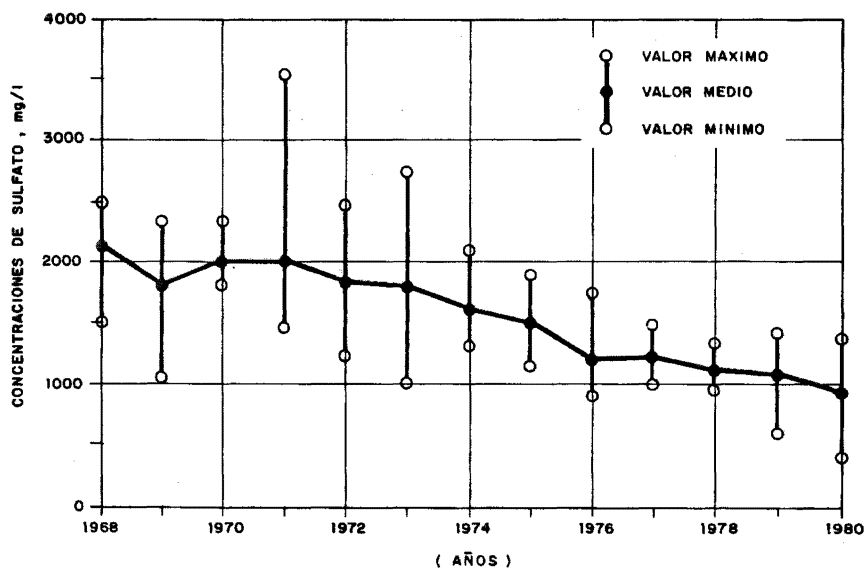
CAUDAL MEDIO Y CONTENIDO MEDIO DE SULFATOS ( Septiembre 73 a Marzo 74 ) DE LA SUBSISTENCIA POR TRES ALIVIADEROS ( LADWIG ET AL., 1984 ).

strati-  
r la  
fundi-  
arias,  
d La  
pH y  
o en-  
io La  
e peor  
la a a

al que  
és de  
es de  
no era  
antes

LA SUR-

La figura 11.69 muestra la evolución de las concentraciones de sulfato entre 1968 y 1980. A pesar de ser el sulfato el producto de oxidación de la pirita más difícil de eliminar del agua, se observa una disminución en el contenido de sulfato del 43%.



**FIGURA 11.69.-**

CONCENTRACION DE SULFATO PARA LA DESCARGA DEL TUNEL BUTTONWOOD ( LADWIG ET AL., 1984 ).

El pH ha aumentado, en este período, de un valor comprendido entre 3,3 y 5,6 a otro entre 5,8 y 6,2 (se ha medido un valor aislado de 7,8).

Después de diez años de permanecer inundadas las minas, el agua ha pasado de ser netamente ácida a ser, en su mayor parte, levemente alcalina. Las razones de este cambio son varias:

a) la inundación cortó el aporte de oxígeno al interior de la mina y, por tanto, la oxidación de la piritita,

b) la circulación del agua embalsada a pesar de ser lenta, en diez años ha lavado apreciablemente los huecos abandonados, y

c) a pesar de que entre las rocas encajantes del carbón no hay calizas o dolomías, se supone que los carbonatos, presentes en las pizarras y cementando algunas areniscas, han sido suficientes para neutralizar parte del ácido. Sólo la disolución de carbonatos puede explicar el aumento de la concentración de calcio y magnesio con la profundidad, y de la alcalinidad con el tiempo.

Cabe esperar que siga mejorando la calidad del agua de la cuenca, ya que los niveles más superficiales tienen un agua relativamente buena, que debe mejorar aún muy lentamente en el futuro, no obstante los aportes continuos que seguirá recibiendo de:

a) contaminantes procedentes de los niveles más profundos de las minas, y de

b) contaminantes procedentes de la oxidación de las escombreras y partes no inundadas de las minas, que se infiltrarán hasta los niveles superiores de la masa de agua.

Construyendo desagües, que penetren profundamente en el agua almacenada, se hará circular la fracción más contaminada, y acelerar su evolución favorable. Esto se conseguirá a costa de empeorar la calidad de las aguas superficiales.

Como previsión cabe esperar que, en el futuro, las zonas superiores del almacén se conviertan en un recurso explotable, captando el





dad existe una decena de minas abandonadas, y una multitud de escombreras y lavaderos, que producen aguas ácidas contaminantes en los ríos que vierten en los embalses Shasta y Keswick. La mineralización está constituida fundamentalmente por pirita, calcopirita y blenda, asociadas a cantidades menores de galena, tetraedrita y metales nativos (oro, plata y cobre). La pirita, el mineral dominante, suele ser de grano muy fino. Esto contribuye a la gran producción de ácido de estas minas y escombreras.

La tabla II.11 muestra la calidad del agua de alguno de los arroyos que vierten en los embalses. De los diecisiete que lo hacen, cinco de ellos (Spring Ck., West Squaw Ck., Little Backbone Ck., Pit River y Flat Ck.) aportan más del 95% de la carga contaminante a los embalses. En la tabla se recogen también los datos del análisis de las aguas de dos arroyos no contaminados (Squaw Ck. y Cottonwood Ck.) que proporcionan una base para estimar el grado de contaminación de los anteriores. Se observa que el agua de los arroyos afectados es tóxica para los peces, que han desaparecido de ellos.

Arroyo	pH	Caudal (m <sup>3</sup> /seg)	Metales-traza (mg/l)				
			Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
Spring Ck	2,95	0,139	0,2	4,3	125	1,4	8
West Squaw Ck	3,2	0,0136	0,011	2	3,5	0,43	3,8
Little Backbone Ck	3,15	0,0337	0,06	3,9	11,7	0,28	9,5
Flat Ck	4,85	0,0464	0,2	4,3	125	1,4	8
Pit River	7,85	105		5.10 <sup>-4</sup>	8.10 <sup>-3</sup>	1,8.10 <sup>-3</sup>	2,2.10 <sup>-4</sup>
Squaw Ck	7,0	0,603	5.10 <sup>-5</sup>	10 <sup>-3</sup>	8.10 <sup>-3</sup>	0,012	4.6.10 <sup>-4</sup>
Cottonwood Ck	7,2	0,119	2.10 <sup>-4</sup>	3,2.10 <sup>-3</sup>	11.10 <sup>-3</sup>	0,012	3.10 <sup>-3</sup>

**TABLA II.11.-**

CALIDAD DEL AGUA DE ALGUNOS ARROYOS QUE DESCARGAN EN SHASTA-KESWICK LAKES.  
( DATOS TOMADOS DE NORDSTROM ET AL., 1977 ).

Los cationes metálicos permanecen en disolución en el agua mientras ésta es ácida. Al descargar los arroyos en los lagos, se produce la neutralización de las aguas. Disminuye bruscamente la solubilidad de los metales y precipitan, formándose deltas en la desembocadura de los arroyos en el lago. Los deltas están constituidos, fundamentalmente, por lodos con alto contenido en diversos metales. Se han diferenciado tres tipos de lodos de precipitación: lodos gris-verdes de pirita, lodos gris-anaranjados y lodos pardo-anaranjados. Se ha comprobado que los dos primeros tipos son mucho más tóxicos para los peces que el tercero.

NORDSTROM y BALL (1985) han realizado estudios geoquímicos con aguas ácidas de mina, incluidas algunas de estas localidades, que les han permitido diferenciar dos grupos de iones, en función de su comportamiento en disolución:

- a) iones no conservativos: Tl y As, que son rápidamente eliminados de la solución durante el transporte, y
- b) iones conservativos: Zn, Cd, Li,  $\text{SO}_4$ , que son muy estables, en la solución, y son los últimos en precipitar o en ser adsorbidos por los materiales del cauce.

En Shasta Lake se producen, periódicamente, grandes mortandades de peces, siempre en las zonas de desembocadura de los arroyos contaminados en el lago. Se ha comprobado que estos envenenamientos no están directamente relacionados con los períodos de estiaje, durante los cuales se registran las máximas concentraciones de contaminantes en los arroyos, por lo que es preciso buscar otras causas para estas mortandades.

Las aguas de mina de esta zona son muy pobres en Hg y Pb, dos metales altamente tóxicos. Sin embargo, son ricas en As y Cu,

caciones responsables en gran parte de su toxicidad. Los envenenamientos no son provocados por la concentración de metales en el agua del lago, que es muy baja por la enorme dilución, sino que son debidos a fenómenos químicos complejos y mal conocidos, asociados a la neutralización del agua y a la precipitación de los lodos. Algunos de estos elementos son la complexación, adsorción, potencial iónico, dureza y cambios de solubilidad.

La situación en Shasta Lake presenta dos tipos de problemas:

a) a corto plazo: se producen envenenamientos periódicos de peces, y en la desembocadura de los arroyos contaminados se forman deltas y barras, que pueden crear problemas de drenaje en algunos casos, y

b) a medio y largo plazo: se producirá el envenenamiento lento y progresivo del lago, y los peces que no mueran acumularán en sus tejidos, concentrados, los metales pesados, que pasarán a los del animal que los ingiera, en general otro pez. El problema es muy grave si parte de la pesca capturada se dedica al consumo humano. Pero, además, el fondo del lago se irá cubriendo en amplias zonas de lodos tóxicos.

El organismo competente de California ha encargado recientemente un estudio de viabilidad, de las distintas alternativas existentes para resolver el problema de este embalse. Este estudio será publicado en Estados Unidos e incluirá el desarrollo a fondo de la alternativa elegida.

Es importante destacar casos como el de estas áreas, en la cuenca del río Sacramento, al norte de California, porque contaminaciones semejantes a las descritas tienen representación en muchos distritos mineros, de numerosos países, especialmente en los de larga tradi-

ción minera, donde su impacto sobre las aguas superficiales es muy considerable, y a veces llega a ser prácticamente irreversible, no sólo por el gran volumen de escombreras acumulado, sino también por el aporte de metales tóxicos en los acuíferos, en los lodos y en los depósitos fluviales.

#### **7.5 SHULLSBURG, WISCONSIN, EE.UU.**

Shullsburg es una población del estado de Wisconsin, en la región de los grandes lagos de Estados Unidos. El clima es húmedo y abundan los pastos, lo cual explica que la base de la economía rural de la zona la constituye el ganado vacuno.

En las cercanías de Shullsburg se ha producido uno de los casos más graves y mejor documentados, hasta el momento, de contaminación de aguas subterráneas, producida por el abandono y posterior inundación de una mina, ya que, menos de un año después del abandono, las aguas captadas en el acuífero que contiene la mineralización, pasaron a ser no potables, por sus elevados contenidos en sulfato, hierro, zinc y el total de sólidos disueltos.

El problema planteado en Shullsburg ha sido descrito y analizado recientemente por EVANS y CIESLIK (1984) y por HOFFMAN (1984). El resumen que se presenta, a continuación, ha sido extraído de estos trabajos.

La explotación de la mina comenzó en 1884, y fué abandonada en 1979. La mineralización beneficiada estaba constituida por sulfuros metálicos (blenda, galena, pirita y marcasita, fundamentalmente), encajados en una roca dolomítica con permeabilidad secundaria.

Los sulfuros se encuentran mineralizando muchas de las fracturas de la dolomía, y también impregnan la roca en las proximidades de las fracturas mineralizadas. Los frentes de la mina seguían las fractu-

ras productivas, ya que las impregnaciones rara vez lo eran. Las galerías interceptaron multitud de fracturas mineralizadas menores, a través de las cuales entraba agua en la mina.

Las rocas dolomíticas, que forman el llamado Grupo Sinnipee, constituyen un acuífero superficial que se emplea para el abastecimiento de agua en la región. Para permitir el desarrollo de la mina, fue necesario instalar potentes bombas de desagüe, que provocaron un amplio cono de depresión, con profundidad de unos 100 m, similar a la máxima alcanzada por las labores mineras. La figura II.2 muestra esta situación idealizada. Durante la explotación de la mina, se bombeaban entre 15.000 y 64.000 m<sup>3</sup>/día de agua. El cono de depresión llegó a extenderse a distancias de más de 36 km<sup>2</sup>. Tras el abandono de la mina, el nivel piezométrico comenzó a recuperarse. La recuperación fue muy rápida al principio y lenta al cabo de unos meses, según indica la figura II.71.

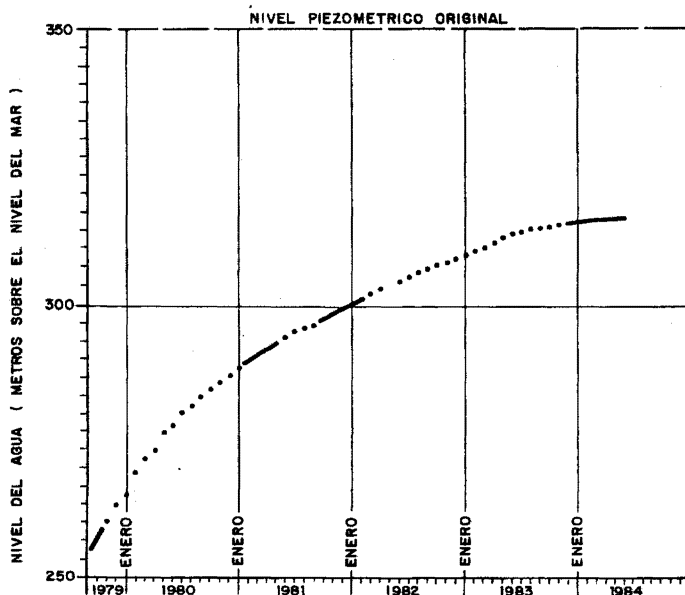


FIGURA II. 71.-

RECUPERACION DEL NIVEL DEL AGUA EN EL POZO PRINCIPAL DE LA MINA DE SHULLSBURG, TRAS EL ABANDONO ( HOLE , EN EVANS Y CIESLIK , 1984 ).

Entre los escasos datos que se tienen sobre la calidad del agua del acuífero Sinnipee, antes de ser deprimido, y la extrapolación con otros puntos de la zona, puede asegurarse que era buena la calidad del agua, antes de comenzar la explotación de la mina. El agua extraída era útil para usos domésticos. Contenía, como media, 375 mg/l de total de sólidos disueltos, 40 mg/l de sulfato y 320 mg/l de alcalinidad total, en forma de  $\text{CaCO}_3$ . Durante la explotación de la mina, se produjo un empeoramiento de la calidad del agua extraída, en las distintas labores, sobre todo por el aumento de los contenidos de sulfato y del total de sólidos disueltos, mientras que el agua extraída de los sondeos próximos no empeoró en este período. La tabla II.12 recoge características del agua antes y durante la explotación de la mina.

	Hierro	Zinc	Calcio	Magnesio	Sulfato	Total de sólidos disueltos
Agua extraída en pozos, antes de iniciarse la explotación de la mina	-	-	-	-	40	375
Agua extraída en pozos, durante la explotación de la mina	0,6	-	-	-	33	400
Agua de mina	0,1	0,4	110	61	200	650

El pH se mantuvo siempre entre 6,8 y 7,6.  
Todas las cifras expresan miligramos por litro.

**TABLA II. 12.-**

CALIDAD DEL AGUA DEL ACUÍFERO MINERALIZADO, ANTES Y DURANTE LA EXPLOTACION DE LA MINA ( EVANS Y CIESLIK, 1984 ).

Tras el abandono, la calidad del agua extraída en algunos pozos próximos a la mina se deterioró rápidamente, según refleja la tabla II.13. Algunos de ellos alcanzaron concentraciones de sulfato tan altas (más de 2.000 mg/l en algunos casos) que hicieron el agua inservible para uso doméstico o ganadero. Según los Standards de

	Hierro mg/l	Zinc mg/l	Calcio mg/l	Magnesio mg/l	Sulfato mg/l	Total de sólidos disueltos mg/l
Agua de los pozos próximos de la zona	0,16	0,42	115	63	230	800
Agua de los pozos denunciados	4,3	6,05	357	330	1860	3370

**TABLA II. 13.-**

CALIDAD DEL AGUA DEL ACUIFERO MINERALIZADO, MESES DESPUES DEL ABANDONO DE LA MINA ( EVANS Y GIESLIK , 1984 ).

Aguas Limpias, el máximo contenido de sulfato admisible en aguas potables es de 250 mg/l. Las denuncias presentadas, por los particulares afectados, llevaron a las autoridades competentes del estado de Wisconsin, a promover una investigación, a la que siguió un programa de perforación de nuevos sondeos, para resolver el problema planteado. La tabla II.14 permite comparar la calidad del agua extraída, antes y después del abandono, en varios de los pozos afectados, situados en un radio de menos de 2 km del pozo de la mina. Destacan las elevadas concentraciones de sulfato registradas y los altos contenidos de zinc del agua de algunos sondeos. Es de destacar, también, el fuerte aumento de la concentración de calcio y magnesio en el agua.

Estas aguas, cargadas de sulfatos, produjeron graves perjuicios a los usuarios de las mismas. En varias granjas se advirtió un rápido descenso de la producción de leche, que comenzó nueve meses después de cerrarse la mina. Por otra parte, las aguas con elevado contenido de sulfato tienen fuerte efecto purgante, y producen diarreas entre los consumidores, tanto humanos como animales. Ante las quejas de la población afectada, tanto el Departamento de

Recursos Naturales de Wisconsin como el Instituto Geológico y de Historia Natural de Wisconsin, realizaron series de análisis que confirmaron la contaminación del agua.

Pozo	Hierro mg/l	Zinc mg/l	Calcio mg/l	Magnesio mg/l	Sulfato mg/l	Total de sólidos disueltos mg/l
Lf-42 Antes	0,5	0,07	89	54	107	484
Lf-42 Después	0,6	6,9	355	369	2050	3650
Lf-50 Antes	0,7	1,5	66	35	74	312
Lf-50 Después	3,7	8,5	448	395	2830	4080
Lf-221 Antes	0,8	-	-	-	14	-
Lf-221 Después	5,2	2,5	419	840	3450	6820
Lf-225 Antes	0,2	-	-	-	30	-
Lf-225 Después	0,1	1,5	475	438	2970	4290

**TABLA II. 14.-**

COMPARACION DE LA CALIDAD DEL AGUA , ANTES Y DESPUES DEL ABANDONO DE LA MINA , EN VARIOS DE LOS POZOS MAS CONTAMINADOS ( EVANS Y CIESLIK , 1984 ).

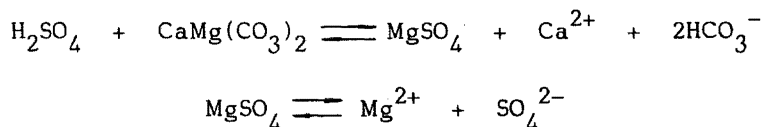
El proceso geoquímico que ha conducido a la contaminación del agua subterránea en Shullsburg parece claro. A lo largo de los años durante los cuales se mantuvo la mina desaguada, los sulfuros, situados en el interior de la misma, estuvieron expuestos a un ambiente aerobio y húmedo, idóneo para su oxidación. Los sulfuros que fueron completamente oxidados fueron aquellos situados en las fracturas secundarias, no explotadas, por las cuales circulaba agua originariamente.

El sulfuro fundamental, en los procesos de contaminación de aguas, es la piritita. La galena y la blenda pueden ser mucho más abundantes, pero son mucho menos reactivas. La marcasita es más reactiva que la piritita (nueve veces, según HOFFMAN, 1984), pero suele ser mucho menos abundante.



Los productos de oxidación de la pirita son ácido sulfúrico y sulfato ferroso (acuoso), según se ha descrito anteriormente. El sulfato ferroso se transforma en férrico, siendo en este paso imprescindible la presencia de la bacteria catalizadora Thiobacillus ferrooxidans. El sulfato férrico es soluble, y a partir de sus soluciones acuosas precipitan masas ocreas de hidróxido férrico, produciéndose más ácido sulfúrico. También pueden precipitar sulfatos de hierro, como la melanterita o la copiapita.

El agua de Shullsburg es neutra, a pesar de las grandes cantidades de ácido sulfúrico que se formaron en el subsuelo. Esto es debido a la neutralización del ácido por parte de la dolomía, roca alcalina encajante. La neutralización se produce según la reacción:



La neutralización se produciría, igualmente, si la roca encajante fuese puramente caliza y no dolomía. Sin embargo, la neutralización por la dolomía presenta dos inconvenientes, frente a la caliza:

a) el carbonato doble de calcio y magnesio es menos reactivo frente al ácido que la calcita. Esto explica que la dolomía no sea capaz de mantener un ambiente alcalino o neutro en los puntos en los que tiene lugar la oxidación, ya que la deposición de una fina capa de hidróxido de hierro actúa como barrera, suficiente para aislar eficazmente el sulfuro que se oxida, de la roca alcalina. A pesar de esto, la neutralización del ácido es completa, puesto que el ambiente fuera de los granos de sulfuros es alcalino. La caliza no garantiza, por completo, la no formación de núcleos en los cuales la oxidación progresa, pero actúa contra ello mucho más eficazmente que la dolomía, y

b) cuando la neutralización se produce por parte de la caliza, el producto final es sulfato de calcio, insoluble, que precipita en forma de yeso. La concentración de sulfato en el agua está controlada, en este caso, por el producto de solubilidad del yeso, lo cual garantiza que las aguas no contendrán cantidades elevadas de sulfato. Sin embargo, cuando la dolomía es el agente neutralizante, se forma sulfato de magnesio, el cual es casi 200 veces más soluble que el de calcio. Esto explica que, en presencia de dolomías, se formen aguas con contenidos muy elevados de sulfato.

De lo anterior se deduce una importante conclusión: las minas encajadas en rocas dolomíticas presentan grave riesgo de contaminar las aguas subterráneas del lugar, tras el abandono. El peligro es mucho menor si la roca de caja es caliza.

Las observaciones y análisis realizados confirman el modelo anterior. La figura 11.72 permite comparar las concentraciones de magnesio y calcio (dominante en el agua subterránea regional), con la de sulfato. Se representan ocho sondeos, ordenados de izquierda a derecha según su contenido creciente de sulfato. Las máximas desproporciones entre magnesio y calcio, favorables al primero, se dan en los sondeos más contaminados.

Durante la oxidación de los sulfuros pueden producirse tiosulfatos, que son metaestables. En condiciones ácidas normales se degradan a politionatos y finalmente a sulfatos. Sin embargo, cuando el pH es superior a 7.0, es posible la presencia de tiosales en el agua (HAWLEY in HOFFMAN, 1984), las cuales no se han detectado en Shullsburg, si bien su existencia o ausencia en el agua será determinada en futuros estudios.

Uno de los aspectos más preocupantes del problema, planteado en Shullsburg, es que ni la empresa minera ni el Departamento de

Recursos Naturales de Wisconsin, el organismo estatal competente, fueron capaces de prever las consecuencias que el abandono y posterior inundación de la mina iban a tener sobre la calidad del agua subterránea.

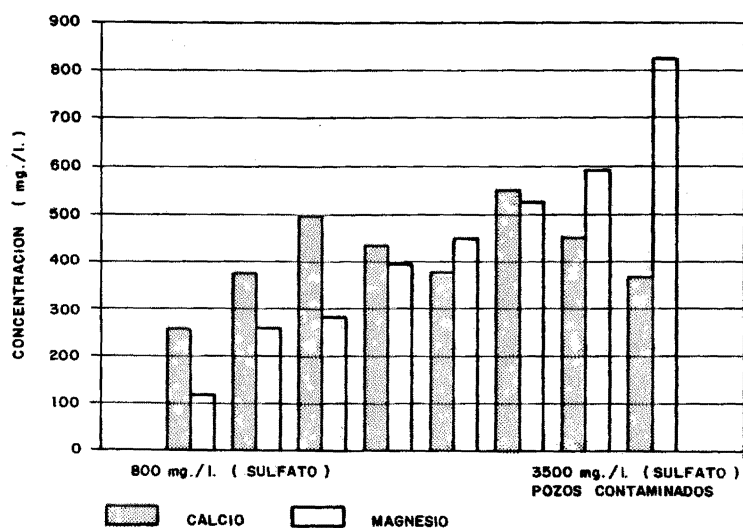


FIGURA II.72.-

COMPARACION DE LAS CONCENTRACIONES DE Mg Y Ca EN EL AGUA DE LOS POZOS CONTAMINADOS POR SULFATO EN SHULLSBURG. CON EL SULFATO, AUMENTA LA PROPORCION Mg /Ca ( HOFFMANN, 1984 ).

El perjuicio económico, estimado, sobre las explotaciones ganaderas de Shullsburg, durante los años 1979-1982 se cifró en 150.000 dólares (de 1982), y los daños físicos en las personas fueron estimados en una cantidad superior a 200.000 dólares.

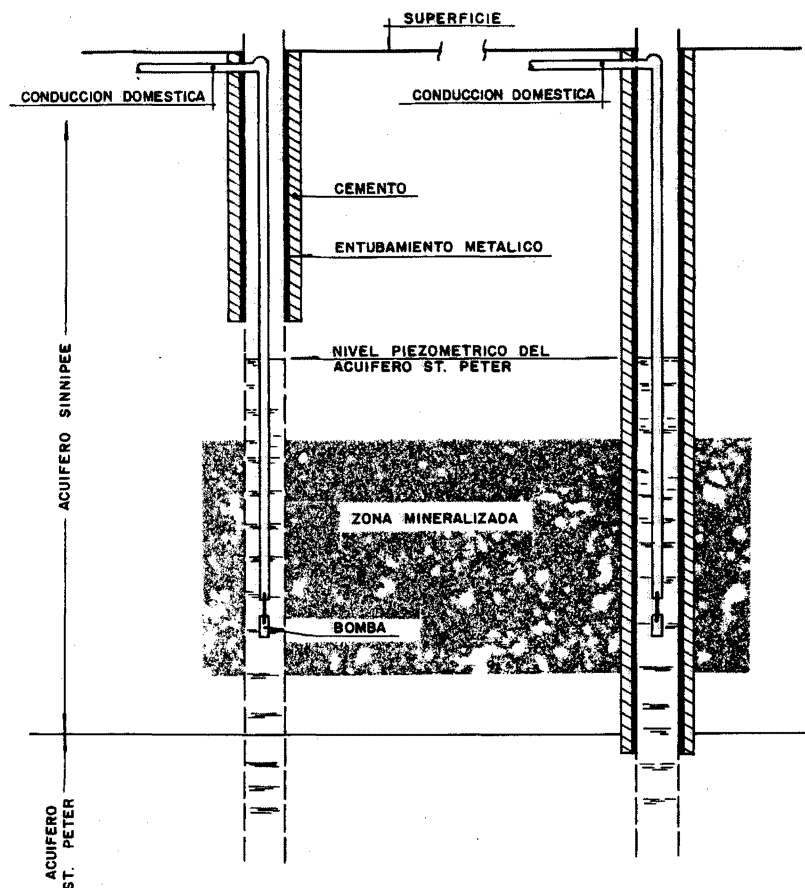
Se confía en que, a largo plazo, tras recuperarse por completo el nivel piezométrico del acuífero degradado, los contaminantes sean lavados y diluídos, introduciéndose, sin causar daños, en el sistema hidráulico de la región.

A corto plazo, la única solución posible es perforar nuevos sondeos y entubarlos, de modo que capten en acuíferos más profundos.

La actuación del Departamento de Recursos Naturales de Wisconsin y la del Instituto Geológico y de Historia Natural de Wisconsin se orientó en tres direcciones:

- a) desarrollo de un programa de investigación,
- b) elaboración de normas para la construcción de nuevos sondeos, y
- c) obtención de financiación estatal para la construcción de nuevos sondeos. Hasta 1984, el estado de Wisconsin había gastado en ello alrededor de 100.000 dólares, que representa el 75% del coste de los diez nuevos sondeos perforados hasta ese momento.

Los sondeos de suministro de agua, usados en la zona, captan al acuífero Sinnipee, y tan sólo están entubados en su parte más superficial. Cuando la mina desarrolló un extenso cono de depresión, disminuyó significativamente el caudal extraído en muchos de ellos (muchos más que los afectados luego por la contaminación). La empresa minera costeó la reprofundización de algunos de ellos, hasta el acuífero St. Peter, pero ninguno fue entubado. La figura 11.73 representa esta situación. Cuando el acuífero Sinnipee comenzó a recuperar su nivel, los sondeos quedaron contaminados. Los nuevos sondeos perforados captan al acuífero St. Peter, y han sido entubados por completo a lo largo del acuífero Sinnipee. Actualmente en todos ellos, a excepción de uno, la calidad del agua extraída es buena. La excepción se explica por alguna discontinuidad, que debe existir en ese punto, en la capa impermeable que separa los acuíferos Sinnipee y St. Peter.



**FIGURA II. 73.-**

ESQUEMA DE LOS SONDEOS CONTAMINADOS DE SHULLSBURG ( Izquierda ) Y LOS NUEVOS SONDEOS , ENTUBADOS HASTA EL ACUIFERO ST. PETER ( Derecha ) - ( EVANS Y CIESLIK , 1984 ).

El estado de Wisconsin promulgó, en mayo de 1984, una ley de protección de las aguas subterráneas, similar a las promulgadas o redactadas por otros estados y por el gobierno federal. La actuación de estas leyes se desarrollará en dos niveles. Su acción será en primer lugar preventiva, lo cual exigirá a los organismos estatales

el desarrollo de extensos programas de análisis, para determinar el fondo regional de los distintos contaminantes en cada zona. En función de estos resultados se determinarán las máximas cargas contaminantes en cada caso, sin rebasar en ningún caso las cifras de los Standards de Aguas Limpias vigentes.

La segunda acción, coercitiva, obligará a los particulares a mantener la calidad exigida del agua subterránea.

En el futuro, las acciones de tipo preventivo serán las más importantes, dada la progresiva radicalización de la opinión pública.

#### **7.6 TAR CREEK, EE.UU.**

El Picher Mining District es un área minera, situada entre Oklahoma y Kansas, drenada en superficie por el Tar Creek, y abandonada desde mediados de los años sesenta, que se inundó espontáneamente y se convirtió en una acumulación de agua fuertemente ácida. En 1979, el agua ácida comenzó a surgir en superficie, degradando al Tar Creek, y en 1980 se detectaron indicios de contaminación en el acuífero Roubidoux, subyacente. Por todo ello se están estudiando, con abundancia de medios, las posibles soluciones para este doble problema, y ello explica el que este caso esté bien documentado. La información para redactar este resumen ha sido obtenida de SHEIBACH et al., 1982 y de HOONANIAN y SOMES, 1984.

Las minas de este distrito explotaban sulfuros de Pb-Zn, encajados en calizas. La actividad se desarrolló entre principios de siglo y 1965, aproximadamente, extrayéndose durante este período alrededor de  $1,2 \cdot 10^8 \text{ m}^3$  de mena y ganga. La cuenca minera, de  $186 \text{ Km}^2$  de extensión, llegó a ser una de las más importantes del mundo por su producción de plomo y zinc.

Los grandes huecos subterráneos, que iban siendo abandonados a medida que la explotación avanzaba, fueron rellenados en muchos casos con estéril y rechazos de lavadero, en los que abundaba la pirita y la marcasita. Estos sulfuros se oxidaron, a lo largo de los años, en el ambiente oxigenado de la mina, transformándose en sulfatos metálicos solubles.

Durante la explotación de las minas, fue necesario bombear hasta 1.000 l/seg, para desaguar la explotación. Tras el abandono, el cono de depresión comenzó a recuperarse lentamente de modo espontáneo. Al entrar en contacto el agua subterránea con los sulfuros oxidados, se acidificó y cargó de cationes metálicos. Por ser caliza la roca de caja, se produjo una cierta neutralización, que hizo subir el pH hasta 4 ó 5, pero la neutralización no fue, ni mucho menos, completa, por la precipitación en la superficie de la caliza de los productos de la neutralización, impidiendo que la reacción continuase.

La figura 11.3 representa un corte geológico de la zona. La mineralización está situada en una formación caliza con permeabilidad secundaria. A techo de ella se encuentran diversos tramos de una formación más moderna, algunos de los cuales al ser impermeables pueden confinar eficazmente al acuífero. A muro existe un importante paquete dolomítico y una pizarra impermeables, bajo los cuales se sitúa el acuífero Roubidoux, situado a una profundidad próxima a 400 m, que constituye la principal fuente de abastecimiento municipal y doméstico de agua de la zona.

Todos los problemas de contaminación de aguas, en el distrito, son debidos a la existencia de multitud de sondeos abandonados, que intercomunican los acuíferos. Se calcula que existen cerca de cien de estos sondeos que atraviesan las labores mineras y captaban agua en el acuífero Roubidoux, para el abastecimiento de las plantas de

concentración. Estos sondeos, en su mayoría, nunca fueron sellados, y constituyen hoy una vía de penetración del agua contaminada en el acuífero subyacente. Por otra parte, toda la zona está perforada por multitud de sondeos de exploración, realizados desde la superficie, para localizar las mineralizaciones. También hay que tener en cuenta los pozos, planos inclinados y otras labores de acceso a las minas.

En los primeros momentos, de inundación de la mina, el agua aflúa a ella a través de tres posibles vías:

- a) lateralmente, a través de la roca de caja,
- b) desde el acuífero Roubidoux, que está confinado, y
- c) desde la superficie, a través de pozos y sondeos.

Cuando el agua superó al nivel hidrostático del acuífero Roubidoux, comenzó a penetrar en él agua ácida. Los entubamientos metálicos, que protegían originalmente a los sondeos, en los niveles de la mina, fueron corroidos fácilmente por el agua ácida. Meses después fueron detectados los primeros indicios de contaminación, en algunos sondeos municipales.

Las capas impermeables, situadas a techo de la caliza mineralizada, deberían haber convertido a ésta en un acuífero confinado. Sin embargo, los pozos y sondeos actuaron como vías de escape del agua, formándose surgencias de agua ácida en superficie. Estas aguas han degradado fuertemente, y en poco tiempo, al Tar Creek, que las recoge.

El problema planteado, en el Picher Mining District, es especialmente grave por:

- a) el riesgo real de que se degrade un acuífero muy importante regionalmente,



b) el gran volumen de agua ácida almacenada (se estima que es del orden de  $4.10^7 \text{ m}^3$ ), y

c) la mala calidad del agua almacenada, ya que contiene 150 mg/l de hierro y de zinc, así como cantidades de cadmio y plomo, cinco veces superiores a las autorizadas en las aguas potables.

El agua está estratificada en el complejo de minas abandonadas, según se ha comprobado en todos los pozos y sondeos que se han estudiado. El agua de peor calidad, con pH comprendido entre 4 y 5, ocupa los niveles inferiores, como era de esperar, ya que es la franja en la que se encuentran los sulfuros oxidados, fuente de la acidez. El agua de superficie tiene un pH comprendido entre 6 y 7.

De lo anterior se desprende que es de peor calidad el agua que se introduce en el acuífero Roubidoux, subyacente, que la que brota en superficie.

Tras estudiar las posibles soluciones, para el doble problema de contaminación planteado, se ha elegido el sellado de los sondeos abandonados y la instalación de una planta de tratamiento de aguas en superficie, como las técnicas más adecuadas en este caso.

Se ha puesto en marcha un proyecto de sellado de pozos abandonados, descrito en detalle por HOONANIAN y SOMES (1984). A grandes rasgos, las fases del proyecto son:

a) localización de todos los sondeos de captación abandonados, tarea difícil, ya que a los que han sido olvidados por completo, hay que añadir los que han quedado cubiertos por carreteras u otras obras civiles,

b) reperforación de los sondeos abandonados en los tramos en que estén obstruidos, y

c) sellado de los sondeos, a la altura de alguno de los niveles de pizarra, muy poco potentes, que existen bajo la caliza mineralizada, con cemento de alta resistencia a los sulfatos.

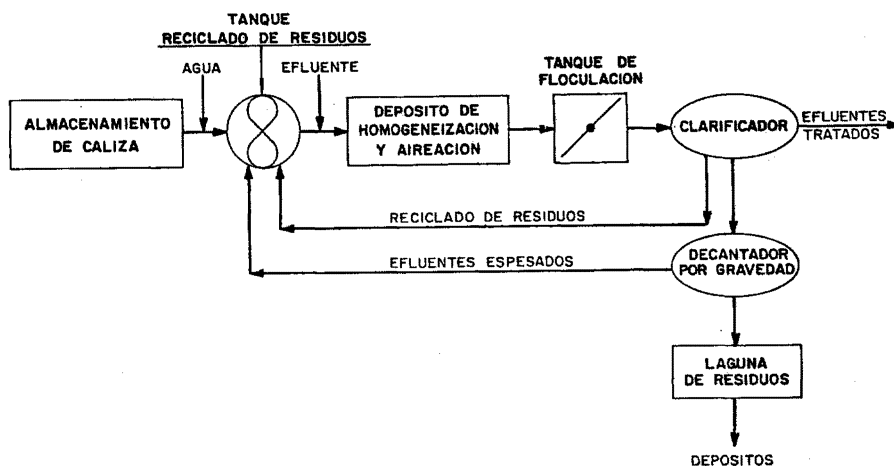
El coste total del sellado, de cada sondeo, puede estimarse, según previsiones de 1984, en una cifra comprendida entre 10.000 y 20.000 dólares.

Por otra parte, se ha diseñado una planta para tratar 87 l/s de agua ácida, que se supone resolverá el problema de contaminación planteado por las aguas que descargan en superficie. Este proyecto ha sido descrito por SHEIBACH et al., 1982. El efluente a tratar procede de las fuentes ácidas y del agua ácida bombeada de la parte más profunda de la mina. Sin embargo, el caudal a tratar es conservador, ya que no interesa extraer más agua del sistema que la que recibe (calculada en 81 l/s) puesto que un descenso del nivel piezométrico posibilitaría el que la oxidación de los sulfuros prosiguiese en los niveles más altos, y favorecería los fenómenos de subsidencia, siempre indeseables.

La tecnología elegida, para la planta de tratamiento, ha sido la de neutralización con cal. Por precio y fiabilidad, resultó preferible a las técnicas de adsorción sobre carbono, intercambio iónico, ósmosis inversa y electrodiálisis.

El diseño de la planta es convencional, y ampliamente empleado en minas activas. La figura 11.74 muestra un esquema de la planta. Está previsto disponer de una balsa de lodos, con capacidad para almacenar los residuos de cinco años, tiempo durante el cual deberá decidirse entre la eventual recuperación del metal de los lodos y su

almacenamiento definitivo, en un lugar adecuado. La calidad del agua efluente de la planta hará volver al Tar Creek a su estado anterior, pero el agua efluente no será potable.



**FIGURA II.74.-**

PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS ACIDAS DE MINA , BASADO EN EL METODO DE NEUTRALIZACION CON CAL ( SHEIBACH ET AL., 1982 ).

El agua de los manantiales será recogida y conducida a la planta mediante tuberías de PVC.

Según el proyecto, redactado en 1981, el sistema de recogida y conducción tendría un coste de 1,25 millones de dólares, y 2,42 millones de dólares sería la inversión de capital de la planta. El coste anual de mantenimiento y operación se estima en medio millón de dólares. La planta se puede construir en menos de dos años, con una vida útil de veintitrés años.

La situación crítica causada, en la zona, por las minas abandonadas ha llevado a la Environmental Protection Agency (EPA), a considerar a este distrito minero como uno de los diez lugares más peligrosos de depósito de residuos en Estados Unidos. Esto comporta la asignación de fondos suficientes para poner en práctica las técnicas descritas, con las que se confía que la calidad del agua del acuífero Roubidoux no se siga deteriorando, y que desaparezca la contaminación del Tar Creek.

#### **7.7 BUNKER HILL, IDAHO, EE.UU.**

Bunker Hill es una gran mina subterránea, de plomo-zinc, que ha llegado al final de su fase productiva y que va a ser abandonada próximamente. Esta mina constituye un ejemplo ideal para estudiar las alternativas de abandono, por diversas razones:

- a) presenta una gran complejidad hidrológica,
- b) es una mina de grandes dimensiones, lo cual agrava, en general, los problemas, y
- c) produce en la actualidad un importante caudal de agua de muy mala calidad.

Los datos para redactar este resumen han sido tomados de diversos trabajos: RILEY et al. (1984), TREXLER (1975) y, fundamentalmente, FALSTON y WILLIAMS (1985), así como de nuestras observaciones personales in situ.

Bunker Hill está situada en la zona montañosa del norte de Idaho. La mina comenzó a ser explotada a finales del siglo pasado. Se desarrollaron, en esa época, multitud de pequeñas explotaciones, a lo largo de la ladera en la que afloraban los filones. Una vez agotadas las reservas situadas por encima del nivel del valle, se

comenzó la profundización de la mina bajo el nivel piezométrico. En la actualidad la mina tiene treinta y una plantas, de las cuales sólo nueve corresponden a la parte superior.

De lo anterior se desprende que, en Bunker Hill, hay dos sectores claramente diferenciados, desde el punto de vista hidráulico (figura II.13):

a) las labores situadas por encima de la planta 9ª, que se drenan por gravedad, y

b) las plantas situadas bajo la 9ª, que se drenan por bombeo.

Durante la fase de preabandono (una vez que han concluido las operaciones extractivas), el caudal que se obtiene por el acceso principal de la mina es de 95 l/s. Aguas que tienen pH de 2,8 y concentración de zinc de 130 mg/l, y que son tratadas en una planta de neutralización, antes de ser vertidas al río. En estas condiciones es necesario estudiar, a fondo, el régimen hidrogeológico de la mina, para tomar medidas que minimicen el efluente ácido, tras el abandono.

La mena, en Bunker Hill, está constituida por galena y blenda. La ganga contiene, fundamentalmente, pirita y calcita. El agua ácida se produce por la oxidación de la pirita y la blenda, situadas en las paredes de las galerías y en los filones no explotados, por los que circula el agua y a los cuales tiene acceso el aire.

El agua ácida formada se encharca en los pocillos, depresiones y huecos existentes en las galerías y frentes. Este agua es de muy mala calidad. El pH es inferior a 2, y se han llegado a medir concentraciones de zinc de hasta 20.000 mg/l.

Temporalmente, se producen incrementos en el caudal de agua que

circula por las galerías. En estas ocasiones las aguas ácidas retenidas son movilizadas y las depresiones, rellenas ahora de agua relativamente limpia, comienzan de nuevo a recibir el ácido procedente de la oxidación de los sulfuros.

Una vez conocido el mecanismo de formación del agua ácida, en la mina, se pasó al estudio del régimen hidrogeológico de cada una de las dos secciones de la misma.

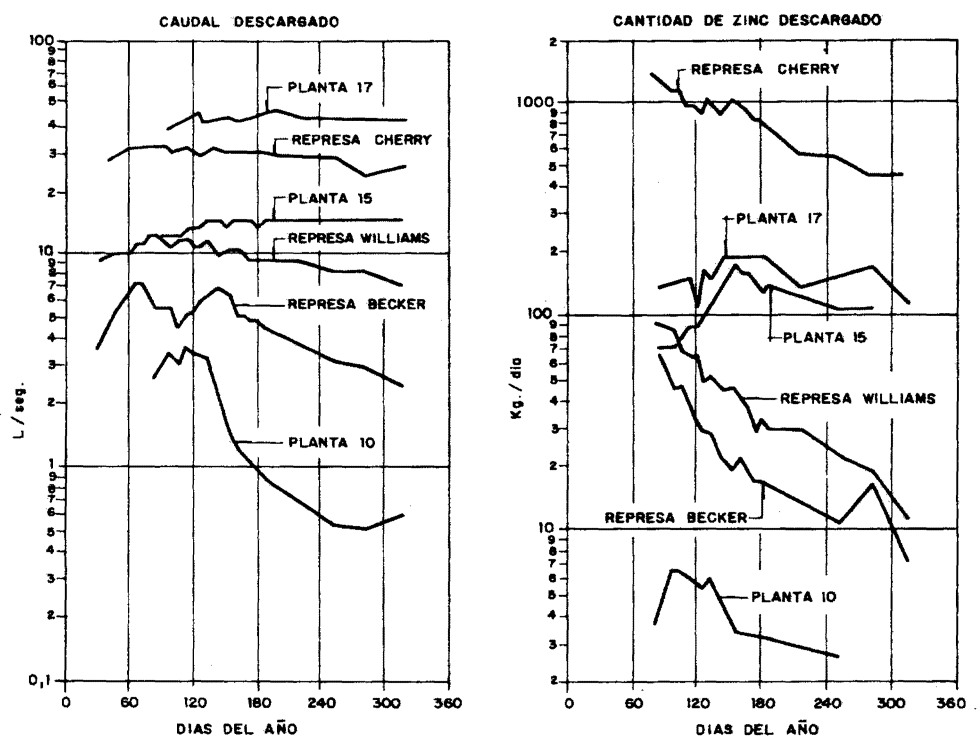


FIGURA II.75.-

CAUDALES Y APORTES DE ZINC EFLUENTES DURANTE 1983, DESDE VARIOS NIVELES DE LA MINA BUNKER HILL ( RILEY ET AL., 1984 ).

La figura II.75 muestra la evolución, a lo largo del año 1983, de

los caudales y del contenido de zinc (el principal catión contaminante en esta mina), correspondiente a seis niveles distintos de la mina. Becker Weir, Williams Weir y Cherry Weir son niveles situados en la sección de la mina que drena por gravedad, ordenados de más superficial a más profundo. Las otras tres gráficas corresponden a las aguas bombeadas desde las plantas 10, 15 y 17, respectivamente.

En las gráficas de caudal de las tres primeras (a excepción, en parte, de Cherry Weir) y en la del nivel 10, se observa una clara variación estacional, que pone en evidencia el carácter superficial de las recargas que las alimentan. Este carácter superficial no se pone de manifiesto en los niveles 15 y 17.

La carga de zinc muestra máximos muy acusados, que se corresponden con los de caudal, en los niveles más superficiales, mientras que se mantiene prácticamente constante, a lo largo del año, en los efluentes de las plantas 15 y 17.

Las consideraciones hidrogeológicas anteriores son de gran importancia, a la hora de diseñar las labores de abandono, ya que permiten evaluar la viabilidad de cada técnica.

La sección inferior de la mina podría ser inundada tan solo con detener el bombeo. La inundación alcanzaría hasta la planta 9, donde está situado el túnel principal de acceso de la mina. Cabe la posibilidad de cerrar este túnel, con lo cual la inundación alcanzaría a la planta 8, que cuenta con seis posibles salidas. Se podrían cerrar también las salidas de la planta 8, con lo que la inundación alcanzaría a la planta 7. Sin embargo, el cierre de estas salidas, que en principio podría parecer conveniente, sólo presenta desventajas:

- a) la masa principal mineralizada, de la sección superior de la

mina, está situada por encima de la planta 7 y, por consiguiente, forzando la inundación al máximo no se conseguiría cortar la formación de ácido en esta sección de la mina,

b) el coste de los cierres hidráulicos sería muy elevado, y

c) el riesgo de que se desarrollasen surgencias ácidas, en la parte baja de las laderas del valle, por filtraciones del agua embalsada, sería muy importante.

La parte inferior de la mina quedaría inundada, con agua de mala calidad, que se iría renovando al ritmo marcado por la recarga que reciba la masa de agua. Durante un determinado número de años, sus efluentes serían ácidos.

Cabe la posibilidad de acelerar la inundación, introduciendo en los niveles inferiores los efluentes, muy ácidos, de la sección superior de la mina. La ventaja que se obtendría (liberar por completo a la mina de sus efluentes durante un determinado número de meses o años), no compensaría el inconveniente de almacenar un gran volumen de agua de muy mala calidad, lo cual haría empeorar el efluente de la mina durante muchos años.

Se considera imposible inundar la sección superior de la mina, por la gran cantidad de pequeñas labores abandonadas, que existen en las laderas del valle. Muchos de estos pozos, galerías y socavones están parcialmente hundidos, y su localización y cierre es muy difícil, además de no ser viable económicamente.

Lo mismo puede decirse de la instalación de cierres neumáticos, en los accesos abandonados, para impedir la entrada de aire atmosférico en la mina.

La única técnica de abandono que podría aplicarse, a la sección



superior de la mina, consiste en limitar en lo posible la entrada de agua en la misma. Del estudio hidrogeológico se desprende que los niveles superiores de la mina, se recargan, fundamentalmente, con aguas superficiales o de acuíferos poco profundos. Es indudable que es posible reducir el volumen de agua ácida producida, si se localizan las masas mineralizadas que la producen, en su mayor parte, y si se impide al agua acceder hasta ellas. En Bunker Hill se están diseñando conducciones y desvíos de aguas en superficie, así como captaciones en acuíferos superficiales, para cortar la recarga al principal cuerpo mineralizado productor de ácido.

Es de destacar el hecho de que, en la mina Bunker Hill, la sección que drena por gravedad produce mucha más carga contaminante (mucho más zinc, en peso) que la sección inferior. Esto indica que las mejores condiciones, para la oxidación, se dan en la zona superior, y que es ahí donde deben concentrarse los mayores esfuerzos para reducir los efluentes ácidos.

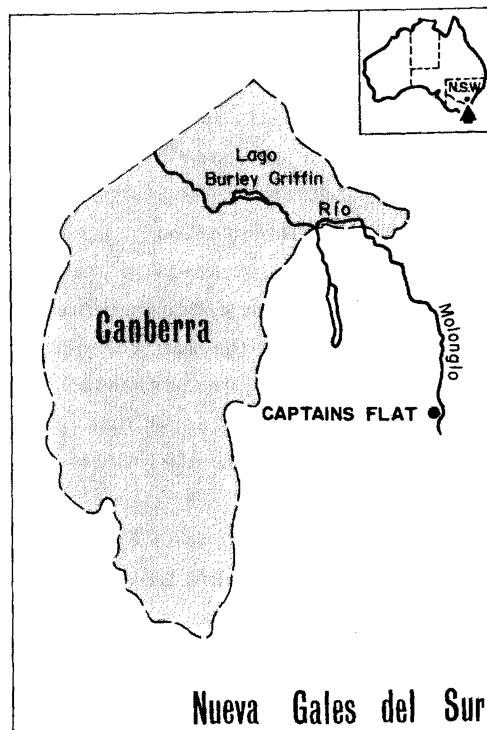
Una conclusión que puede extraerse, del ejemplo descrito, es que si bien el desagüe de las minas que drenan por gravedad, es más barato y sencillo durante la fase de operación, plantean problemas muy graves al ser abandonadas. Estas minas producirán, en general, aguas ácidas de modo indefinido.

#### **7.8 CAPTAINS FLAT, CAMBERRA, AUSTRALIA**

El problema planteado en Captains Flat, y su solución, ha sido descrito por CRAZE (1980), del que tomamos el resumen que se presenta a continuación.

Captains Flat está situado en el extremo suroriental de Nueva Gales del Sur, a tan solo algunas decenas de kilómetros de Camberra. La

figura 11.76 permite localizar el lugar. Se trata de una zona con relieve suave, cuyo clima es de tipo oceánico. Las llanuras se cultivan o se emplean como pastos. La actividad minera comenzó en 1874 y se prolongó intermitentemente hasta 1962, año en que fue abandonada definitivamente la mina. A lo largo de este período de tiempo fueron extraídas y tratadas cuatro millones de toneladas de mineral, para el beneficio de zinc, pirita, plomo, cobre y oro. La mena estaba constituida por sulfuros metálicos, cuya explotación generó 2,5 millones de toneladas de estériles, que se apilaron en escombreras sobre una superficie de 15 Ha.



**FIGURA 11.76 .-**  
SITUACION GEOGRAFICA DE CAPTAINS FLAT ( CRAZE , 1980 ).

Al abandonar la mina se permitió su inundación espontánea. Cuando la mina quedó completamente inundada, comenzó a producir, a través del pozo de ventilación, un efluente ácido, cargado en metales pesados, lo cual obligó a sellar la boca del pozo. Esta solución demostró ser ineficaz, ya que poco después se desarrolló una surgencia en las proximidades, a través de la cual se drenaba la mina, produciendo aguas de muy mala calidad.

A pesar de esto, es la lixiviación de los desechos, y no los efluentes de la mina, la responsable fundamental del grave deterioro ambiental producido en Captains Flat.

Los residuos mineros se apilaron en dos grandes depósitos. El primero corresponde a una escombrera en la que se almacenaron los materiales gruesos, que sólo habían sido triturados y concentrados mecánicamente. En el segundo, se embalsaron los finos de concentración, en forma de papilla. Tanto los gruesos como los finos contienen grandes cantidades de azufre y metales pesados, según se recoge en la tabla II.15. En los dos apiles tenía lugar activamente la oxidación y lixiviación de los sulfuros, y el agua efluente de ellos tenía un pH típico de 2,9.

Metal	Escombrera de finos %	Escombrera de gruesos %
Zinc	2,6	1,1
Plomo	0,8	0,5
Cobre	0,1	0,05
Azufre total	21	17,4
Pirita	39,5	32,5

**TABLA II. 15.-**  
CONTENIDO EN METALES PESADOS DE LAS ESCOMBRERAS DE CAPTAINS FLAT ( CRAZE , 1980 ).

Los efluentes de estos apiles vierten en el río Molonglo, que se embalsa en el lago Burley Griffin, 50 km aguas abajo de Captains Flat (figura 11.76). Este lago constituye una de las áreas recreativas más importantes de Camberra. Las aguas que la mina descargaba en el río lo hicieron estéril en gran parte de su curso. La tabla 11.16 recoge los resultados de los análisis de cationes realizados en los efluentes de la mina, en el agua del río y en los sedimentos del mismo, que recogen la mayor parte de la carga contaminante del río. Los sedimentos del lecho del río son tóxicos, incapaces de sostener vida animal o vegetal.

Metal	Efluentes de la mina mg/l.	Río Molonglo mg/l	Sedimentos fluviales mg/l
Zinc	6.200	130	1.800
Cobre	720	1,5	1.000
Plomo	70	0,7	9.000
Cadmio	8	0,03	3
Hierro	5.000	130	60.000
Manganeso	1.100	8	1.300
Níquel	2	0,1	40
Cobalto	21	0,1	20
Cromo	1	0,1	105
Arsénico	7	1	-

**TABLA II. 16 .-**

MAXIMOS CONTENIDOS METALICOS REGISTRADOS EN LAS AGUAS Y SEDIMENTOS CONTAMINADOS POR LA MINA CAPTAINS FLAT ( CRAZE , 1980 ).

El problema de Captains Flat se vió agravado por las lluvias torrenciales (hasta 107 mm en tres horas se registraron en 1976), las cuales, unidas a la falta de estabilidad de los materiales apilados en las escombreras, provocaron grandes avenidas, de resultados

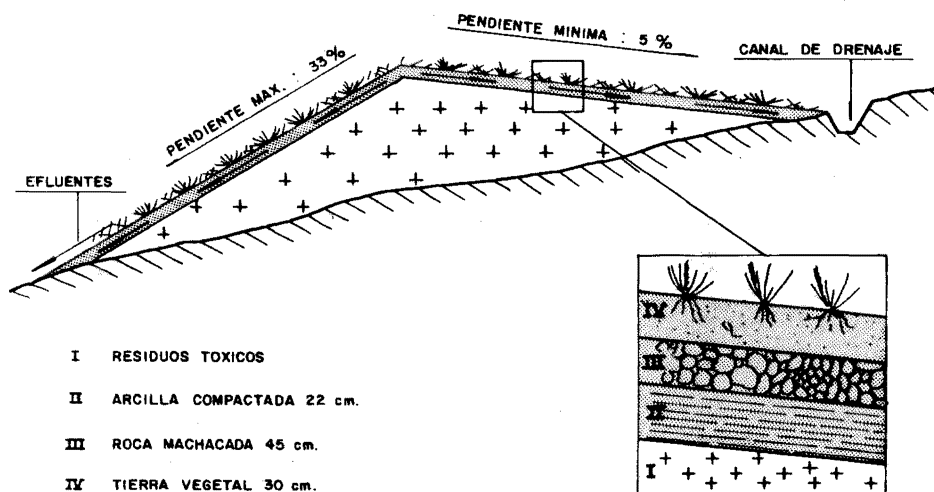
desastrosos. Entre 1939 y 1945 se produjeron varios deslizamientos en las escombreras, el mayor de los cuales, de 30.000 m<sup>3</sup>, se produjo en 1942. Los sedimentos fueron posteriormente arrastrados y depositados en la llanura aluvial de Foxlow Flat, 15 km aguas abajo de Captains Flat. Los materiales erosionados de las escombreras, a lo largo del tiempo, ocupan hoy el lecho del río Molonglo y, en parte, del lago Burley Griffin, con acumulación de hasta 80 cm de sedimentos tóxicos en algunos puntos. En este lugar, empleado hasta entonces como pastizal, desapareció todo tipo de vegetación. En los años siguientes se intentó resolver el problema, añadiendo grandes cantidades de cal en Foxlow Flats, sin ningún resultado práctico.

Para que una escombrera con sulfuros plantee problemas graves de contaminación por aguas ácidas, como es este caso, es preciso que sufra una intensa erosión, que permita que existan continuamente sulfuros frescos en superficie, dado que la oxidación de los sulfuros se produce áctivamente sólo en los 30 cm superficiales.

Dada la grave situación creada en Captains Flat y su localización geográfica, el gobierno australiano decidió restituir las escombreras de la mina. Los trabajos se realizaron en 1976. Los estudios previos indicaron que no se podría conseguir estabilizar una cubierta vegetal sobre los desechos tóxicos, por grandes que fuesen las cantidades de cal que se añadiesen. Esto obligó a emplear un método de restitución con impermeabilización superficial, caro pero muy eficaz.

Las fases del proceso de restitución fueron las siguientes (figura II.77):

- a) se reformaron las escombreras, empleando bulldozers, de modo que todas las pendientes fuesen superiores al 5% e inferiores al 33%. De este modo se consiguió minimizar la erosión y facilitar el drenaje y establecimiento de la vegetación,



**FIGURA II. 77.-**

SECCION DE UNA DE LAS ESCOMBRERAS DE CAPTAIN FLATS , AUSTRALIA , QUE FUERON RESTITUIDAS SIGUIENDO UN METODO DE IMPERMEABILIZACION SUPERFICIAL .

b) se extendió una capa de arcilla compactada, de 22 cm de espesor, sobre las escombreras reformadas. Se consideró que una cubierta de este tipo garantizaría el aislamiento de los desechos, impidiendo la penetración en ellos de aire y humedad y, por tanto, la formación de ácido,

c) se extendió sobre la arcilla, una capa de pizarra machacada, de 45 cm de espesor, con dos objetivos:

- asegurar el drenaje lateral de las capas situadas por encima de la arcilla,
- impedir que las sustancias tóxicas, que a pesar de todo atraviesan la arcilla, puedan alcanzar por capilaridad la superficie del terreno,

d) se extendió, una capa de tierra vegetal, de 30 cm de espesor, sobre la cual pudiese desarrollarse una cubierta vegetal estable, y

e) se realizó, inmediatamente después de extenderse el suelo, la fertilización y siembra.

La gruesa capa protectora, que se situó sobre los desechos tóxicos (casi de un metro de espesor, en conjunto), garantizó el aislamiento de los mismos, en el período inmediatamente posterior a la conclusión de los trabajos. Este es el momento crítico de todo el proceso, ya que la vegetación aún no se ha desarrollado lo suficiente como para estabilizar la superficie, y se puede producir una erosión intensa si tienen lugar precipitaciones torrenciales.

En todo caso es necesario realizar cuidadosamente los trabajos de restitución, para evitar que los materiales tóxicos de las escombreras lleguen a situarse por encima de la capa de arcilla. Debe prestarse especial atención al lavado de las máquinas, cada vez que se desplacen de un lugar no restituido a otro que ya lo esté. En Captains Flat se consiguió resolver con éxito este problema. Fue necesario mejorar muy pocos sectores, después de la restitución, por la existencia de materiales tóxicos en superficie, que impidiesen el desarrollo de la vegetación.

En Captains Flat ha sido necesario establecer un programa de mantenimiento y conservación de la cubierta vegetal. Este programa incluye el riego de las escombreras durante la estación seca (verano y otoño), y diversas operaciones de fertilización durante los cinco años siguientes a la restitución. Las especies plantadas fueron fundamentalmente pastizales.

El coste total de los trabajos fue de 2,5 millones de dólares

australianos (de 1976), a los que hubo que añadir 200.000 anuales durante cinco años, destinados a los trabajos de mantenimiento.

Los efectos de la restitución, sobre la calidad del agua del río Molonglo, han sido muy satisfactorios. Según se recoge en la tabla II.1 , el pH subió de 5,3 a 6,6, los contenidos de sulfato y zinc se redujeron a la mitad, y la conductividad eléctrica (salinidad) del agua se redujo en un 30%, calidad que se espera siga mejorando con el tiempo.

	Antes de la restitución	Después de la restitución
pH	5,3	6,6
Conductividad eléctrica ( $5.\text{cm}^{-1}$ )	328	230
$\text{SO}_4$ ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	125	65
Zn ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	11	6

**TABLA II. 17.-**

ALGUNAS CARACTERISTICAS DEL AGUA DEL RIO MOLONGLO ANTES Y DESPUES DE LA RESTITUCION DE CAPTAINS FLAT ( CRAZE , 1980 )

La mejora de la calidad de los sedimentos del río será lenta pero completa, ya que la fuente de materiales tóxicos ha desaparecido con la restitución.



### III

#### CONTAMINACION POR URANIO

La minería del uranio presenta, desde el punto de vista de la protección ambiental, un carácter específico muy importante: el riesgo de contaminación radioactiva, por ello, en todos los países desarrollados, en los que se explotan minas de uranio, se han dictado normativas que regulan y limitan la descarga de radioactividad.

El grave peligro de contaminación que plantean las industrias de tratamiento del uranio, en cualquiera de las fases de su ciclo energético, y el carácter altamente especializado de la tecnología asociada a ellas justifica el que, en muchos países, las actividades industriales relacionadas con sustancias radioactivas estén reguladas por organismos específicos.

En España, la protección del medio ambiente, frente al impacto originado por las explotaciones de uranio, es competencia del Consejo de Seguridad Nuclear, organismo encargado de dictar las normas de seguridad que deben aplicarse.

El cumplimiento de esta normativa debe ser estricto, y permite rebajar, al menos en teoría, hasta el nivel de fondo regional, los niveles de radioactividad en las cercanías de la mina.

Los yacimientos de uranio, sobre todo los de tipo hidrotermal, suelen presentar diversos minerales sulfurados, asociados a la mena uranífera. La pirita es el principal de estos minerales accesorios, y su oxidación dará lugar a la formación de aguas ácidas de mina, cuyo bajo pH favorece la disolución en ellas del uranio, radio y otras trazas radioactivas de la mena.

En consecuencia, las aguas residuales de las minas de uranio son

ácidas y radioactivas. Esto último las hace estar sometidas a la normativa del Consejo de Seguridad Nuclear, que obliga a que estas aguas sean purificadas antes de su vertido. En la mina Fe (Salamanca, España), se ha instalado una planta de intercambio iónico, que extrae los metales radioactivos del agua residual de la mina (SERRANO, 1985). Los efluentes de la planta se neutralizan con cal, se purifican con cloruro de bario y, tras pasar por tanques de sedimentación, son vertidos al río.

En la minería del uranio es frecuente, sobre todo si el mineral es pobre, el empleo, de forma regular, de técnicas de lixiviación en escombreras, dispuestas para ello. Las escombreras se riegan con una solución ácida, que disuelve el uranio y oxida los sulfuros. El efluente de las escombreras son aguas ácidas, cargadas de uranio, que se tratan en las plantas de extracción. Cuando las escombreras se consideran agotadas, la cantidad de uranio que retienen es lo bastante reducida para que sus niveles de radiación sean del orden del fondo regional. Sin embargo, en su interior reinan condiciones muy favorables para que se produzca la oxidación de los sulfuros. En consecuencia, los efluentes de estas escombreras serán, en general, ácidos por un período de tiempo indefinido, después de haber dejado de ser radioactivos. En estas condiciones, habrán pasado a ser escombreras ácidas convencionales, que deberán ser restituidas con la técnica más adecuada entre las que hemos descrito en el correspondiente capítulo.

Como resumen, se pueden distinguir dos tipos de problemas de contaminación de aguas, provocados por minas de uranio abandonadas:

- a) problemas originados por aguas ácidas radioactivas, con uranio y/o radio que, en nuestro país, quedan sometidas a las normativas del Consejo de Seguridad Nuclear, el cual fija la necesidad de tratamiento, y

b) problemas originados por aguas ácidas no radioactivas, formadas en cortas no mineralizadas o en escombreras agotadas, y que se trata de contaminación típica de aguas ácidas, que debe ser resuelta mediante las técnicas descritas para estas aguas.

#### IV

### CONTAMINACION POR SALES

#### 1. INTRODUCCION

Se analiza, en este capítulo, el origen y posibles soluciones de la contaminación salina de aguas, superficiales y subterráneas, relacionada con la explotación y el abandono de minas.

Entendemos, a este respecto, por aguas salinas aquellas que tienen un contenido anormalmente alto de cloruros y de otros aniones asociados, lo cual implica, también, la existencia de concentraciones elevadas de sodio y potasio. Se trata, preferentemente, de aguas cloruradas sódicas.

Es indudable que la práctica totalidad de los casos de esta contaminación salina se originan por minas de sal o de potasa, ya sea por migración de las salmueras hacia los acuíferos adyacentes, especialmente si la mina se inundó tras el abandono, ya sea por lixiviación de las escombreras. Sin embargo, es teóricamente posible, y existen casos documentados en la literatura, que la contaminación sea debida a que las labores mineras hayan interceptado algún acuífero salino, en yacimientos de otra naturaleza (como es el caso de algunas minas de carbón, sulfuros complejos, etc.).

Antes de proseguir hemos de advertir que existe poca bibliografía relativa a la contaminación de aguas causada por minas de sal abandonadas, lo cual puede atribuirse, fundamentalmente, a que:

a) la preocupación general por el impacto ambiental de las minas abandonadas es muy reciente, y este interés se ha centrado, casi exclusivamente, en las minas abandonadas de carbón, mientras que se han estudiado poco los problemas de aguas ácidas específicos de la minería metálica y, mucho menos todavía, se ha estudiado la contaminación producida por minas de sal y otras formaciones evaporíticas, y

b) la minería de sales tiene muchas veces un trasfondo de secretismo, y los operadores mineros, en general, evitan ofrecer información detallada sobre los problemas de aguas o salmueras de sus minas, lo que se justifica, en parte, por los graves problemas que el agua puede causar en estas minas las cuales, en muchos casos, han de ser abandonadas tras una irrupción de agua o salmuera (KORTAS y WILK, 1985).

## **2. CARACTERISTICAS Y ORIGEN DE LAS SALMUERAS EN MINAS DE SAL**

Se pueden diferenciar dos tipos de salmueras de mina: las formadas en interior de la mina, por disolución in situ de la sal, y las formadas en superficie, por lixiviado de escombreras. Las primeras tienden a infiltrarse en los acuíferos adyacentes, aunque también pueden ser vertidas por la mina como efluentes salinos, mientras que las segundas contaminan, preferentemente, a los cursos superficiales de agua, si bien pueden igualmente infiltrarse y contaminar acuíferos (FRIED, 1975).

Las salmueras almacenadas, en el interior de una mina de sal abandonada, se forman a partir de las aguas que penetran en ellas, y que disuelven sales hasta saturarse. Conocido el quimismo de las aguas que se infiltran en la mina, y la composición de las sustancias solubles en el interior, puede predecirse la reactividad

de dichas aguas sobre la sal, es decir la cantidad de sal que van a disolver (HERRMANN). Es importante, por tanto, investigar los aportes de agua a la mina, con objeto de predecir, en lo posible, la calidad de la salmuera que se formará en ella.

Las escombreras, por supuesto, están constituidas por acumulaciones del estéril extraído de la mina. En ellas se pueden diferenciar entre los residuos exentos de sal, los materiales salinos poco solubles, y las cantidades más o menos elevadas de sales solubles, que son lixiviadas por aguas de superficie e infiltradas. La calidad y contenido salino de estas salmueras depende, fundamentalmente, de la composición de las escombreras, si bien, en general, se cargan del anión cloruro y de los cationes sodio y potasio (aguas cloruradas sódicas o sodopotásicas).

Por otra parte, en toda mina de sal que vaya a ser intencionadamente inundada, es preciso investigar las vías de aporte de agua, que puedan seguir activas durante y tras la inundación.

La figura IV-1 representa los tipos de aguas y salmueras afluentes a una mina de sal, y en ella destacan cuatro posibles orígenes del agua presente en el interior (HERRMANN):

- a) filtraciones de aguas superficiales o de lluvia, que acceden al interior de la masa salina, circulando a favor de grietas y fracturas de la cobertera impermeable, originadas muchas veces por la propia actividad minera. Estas filtraciones son poco frecuentes, pero si se producen son muy peligrosas, especialmente si conectan con cursos de agua superficial,
- b) filtraciones de aguas de acuíferos situados a techo y a muro de la masa salina, a favor de las mismas vías de acceso descritas para las aguas superficiales,

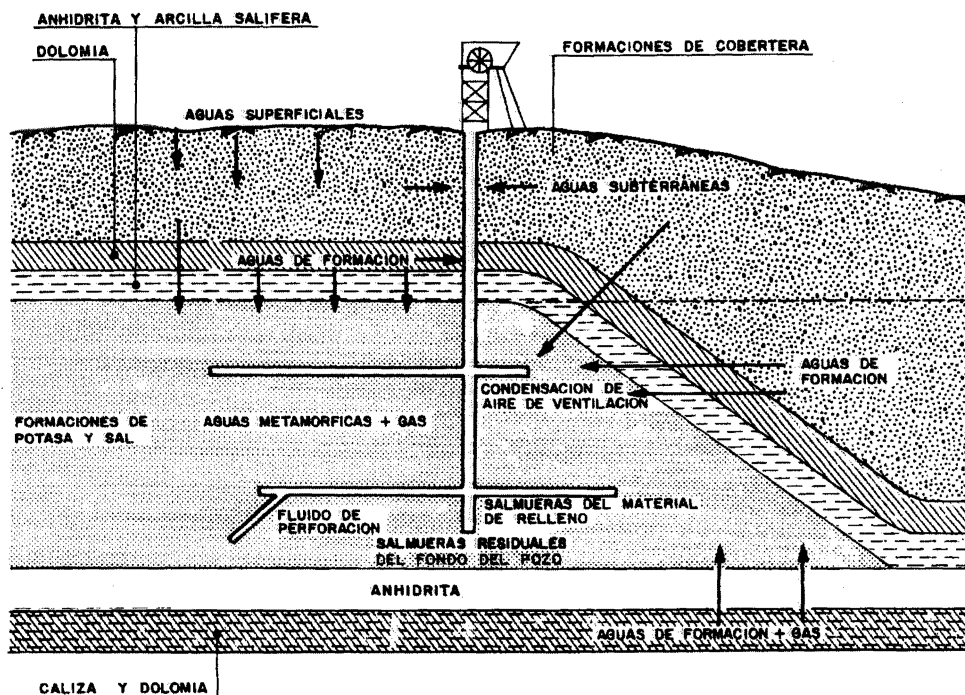


FIGURA IV.1.-  
DIFERENTES TIPOS DE AGUAS Y SALMUERAS EN MINAS DE SAL ( HERRMANN ET AL, 1978 ).

c) salmueras existentes en el interior de la masa salina, que suelen contener gas y están relacionadas con la diagénesis y formación del depósito de sal ("aguas metamórficas"), y

d) fluidos residuales de las soluciones saturadas, cuya evaporación dió lugar a la precipitación de las sales. Se trata, por tanto, de aguas marinas fosilizadas.

A estos grupos habría que añadir, durante la explotación de la mina, los aportes procedentes del material de relleno introducido en

los huecos mineros, los empleados como fluido de perforación, y los originados por la condensación atmosférica del aire de ventilación.

Los estudios hidroquímicos, y de relaciones iónicas, del agua que entra en la mina, junto al conocimiento estructural y litológico, permiten obtener una primera interpretación del origen de dichas aguas. Así, por ejemplo, frecuentemente, si la relación Ca/Na es excesivamente alta, los fluidos no son originalmente marinos (MARTÍNEZ y KUMAR, 1980).

En este sentido suele ser útil realizar una clasificación geoquímica de los fluidos que entran en la mina. La tabla IV-1 recoge una clasificación química de estas aguas (HERRMANN et al., 1978 in HERRMANN), en la que se distinguen cinco tipos de aguas y salmueras, en función de su contenido salino total. Cada tipo se divide en subtipos, según la sal predominante en el agua (clorurada sódica, potásica, magnésica y cálcica).

Clasificación salina	Contenido salino (gr/l)
Agua dulce	< 1
Agua salada	> 1 < 35
Salmuera poco concentrada	> 35 < 150
Salmuera concentrada	> 150 < 350
Salmuera muy concentrada	> 350

**TABLA IV. 1.-**  
SOLUCIONES SALINAS EN MINAS DE SALES Y POTASAS ( HERRMANN ET AL., 1978 , SIMPLIFICADO ).

En todo caso, y cualquiera que sea el origen de este fluido, hay que tener en cuenta que no circula en el interior de las masas de



sal del mismo modo que en materiales competentes. En efecto, las fracturas son vías de circulación, que continuamente se agrandan por la disolución de la sal pero, por otra parte, la gran plasticidad de esta sal hace que tienda a ser sellada cualquier fractura producida en su interior; no obstante se desarrollan verdaderos conductos kársticos, en los que el flujo de la salmuera puede cambiar en plazo breve, a consecuencia de la disolución y de la halocinesis.

Por otra parte, se ha discutido mucho sobre la importancia de algunos mecanismos de circulación del agua en la sal, que no presuponen la existencia de discontinuidades en la masa salina. Uno de los mejor conocidos es el de la migración térmica del agua en la sal, analizado por MARTINEZ y KUMAR (1980). Esta teoría se puede aplicar en domos, en los que exista un gradiente térmico, con un foco caliente en su núcleo, lo que es muy frecuente. En este caso, cada masa de agua, en el seno de la sal, tendría un extremo más caliente que el otro. Como la solubilidad de la sal en agua aumenta con la temperatura, en el borde caliente se disolverá sal y en el frío precipitará. De este modo la masa de agua se desplaza.

### **3. CONTAMINACION ORIGINADA POR SALMUERAS DE MINA Y ESCOMBRERAS SALINAS**

Las aguas y salmueras procedentes del drenaje de mina, y de la lixiviación de escombreras de minas de sal, son fluidos que contaminar acuíferos y aguas de superficie.

Las escombreras salinas están formadas por estériles de sal, y por residuos de fábrica, que configuran un paisaje típico, con desarrollo rápido de procesos de disolución y karstificación.

El agua de precipitación y escorrentía circula a través de ellas y,

a su paso, disuelve la sal, que accede así a los acuíferos próximos, al infiltrarse, con lo que se incrementa el contenido salino, y se produce la contaminación.

Tal fue el caso del acuífero de Colmar, en el sur de Alsacia, constituido por gravas y arenas, donde el contenido de cloruros aumentó desde 50 mg/l hasta 200 mg/l entre 1950 y 1970, a consecuencia de la contaminación producida por una escombrera de cloruro sódico, procedente de la extracción y operaciones mineras (FRIED, 1975).

Por su parte el drenaje de aguas de mina, tanto en minería de sal como en otras, puede contaminar por salinidad, a las aguas superficiales, ya que los vertidos se suelen hacer directamente a los ríos y arroyos próximos.

Un ejemplo de ésto podría ser la contaminación salina que se ha producido en la cuenca del río Llobregat (DIAZ GONZALEZ, 1984), donde análisis efectuados a su paso por Suria (donde se explota salvinita y carnalita), pusieron de manifiesto un aumento desde 63,6 mg/l en 1915 hasta 317 mg/l en 1927, año en que se puso en normal funcionamiento la mina; desde entonces el crecimiento ha sido progresivo, y continuará aunque dejasen de explotarse las minas, dada la cantidad de sales apilada en las escombreras.

Para realizar el control de la salinidad se construyeron cinco casetas, a lo largo del cauce, constituidas por ocho depósitos, a los que se bombea una muestra de agua del río cada hora, las cuales se pasan a otro depósito cada día.

El análisis del contenido de cloruros y magnesio se hace semanalmente. Además, mensualmente, se recogen 139 muestras, a lo largo de dos días, en diferentes puntos y, en laboratorio, se analiza: pH,

conductividad, alcalinidad y contenido de cloruros. Con estos datos se realiza un balance de las aportaciones de cloruros, teniendo en cuenta el caudal circulante.

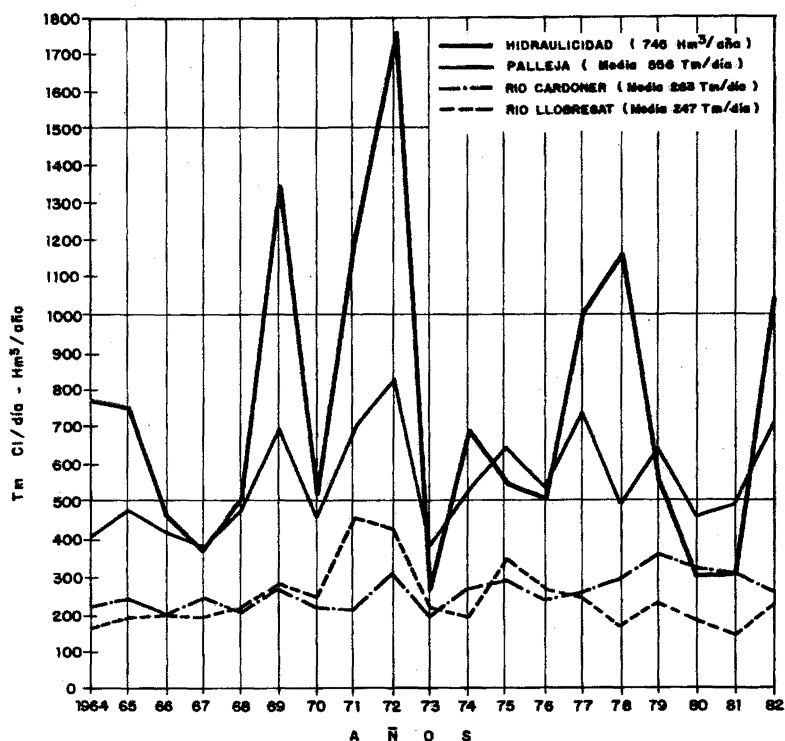
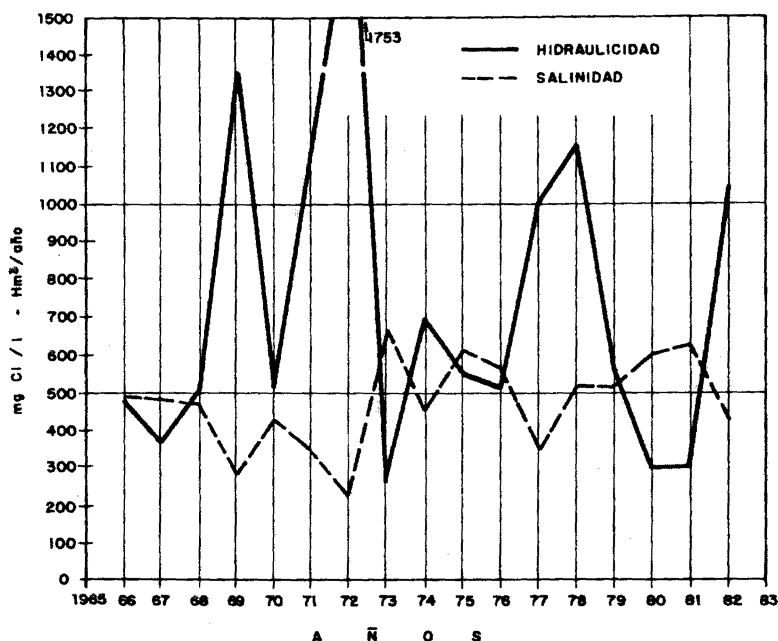


FIGURA IV.2.-

APORTACIONES MEDIAS ANUALES Tm. Cl/día EN CARDONER, LLOBREGAT ALTO Y PALLEJA ( DIAZ GONZALEZ, 1984 ).

La figura IV-2 pone de manifiesto una correlación entre el aporte de cloruros y el caudal del río, lo que supone un incremento en el aporte salino total, que no es atribuible a los vertidos usuales de fábrica. También se observa que la salinidad del agua disminuye en los años de mayor hidraulicidad (figura IV-3).



**FIGURA IV. 3.-**

**SALINIDAD MEDIA ANUAL ( mg Cl / l ) EN PALLEJA Y APORTACION Hm³/año ( DIAZ GONZALEZ , 1984 ).**

Ahora, además de los contenidos de cloruro y magnesio, se controlan los de bromo, ya que éste puede formar derivados halogenados, al reaccionar con los compuestos clorados de los tratamientos, que son nocivos para la salud (DIAZ GONZALEZ, 1984).

#### **4. CONTAMINACION ORIGINADA POR LA INUNDACION DE MINAS DE SAL**

El cierre de minas de sal, por inundación, puede causar problemas de contaminación en acuíferos cercanos, debido al reajuste del

equilibrio hidráulico e hidroquímico que se origina en el área de influencia.

En este sentido, los acuíferos que pueden encontrarse en el entorno de los yacimientos salinos crean un problema importante, en este tipo de minería, ya que en algunos casos, el agua fluye hacia las labores mineras y, si su caudal aumenta de forma considerable, la inundación se hace incontrolable.

Por su parte el restablecimiento del equilibrio hidráulico, tras el abandono de la mina, transfiere grandes volúmenes de agua y material sólido a los huecos mineros, que provocan el desarrollo de subsidencias, con posible intercomunicación de acuíferos y aguas superficiales.

Durante y después de la inundación de la mina se pueden establecer una serie de flujos, entre los distintos fluidos existentes en el área afectada por la mina (salmueras, agua dulce de acuíferos adyacentes, aguas de percolación, etc), de tal manera que el sistema evoluciona hasta alcanzar, en un período de tiempo variable, un estado de equilibrio físico y químico, distinto del original, y que es preciso prever.

Un ejemplo de inundación lo constituye la producida en la mina de Wapno, en Polonia (KORTAS y WILK, 1985), en la cual las explotaciones, ubicadas en un diapiro, estaban aisladas de las aguas (principalmente de un buen acuífero en Terciario con agua dulce), a techo por una capa de yeso, y lateralmente por materiales impermeables (figura IV-4).

El agua se comunicó con los talleres de la explotación, a través de las fracturas producidas en la capa de yeso, y el peligro del agua aumentó paulatinamente.

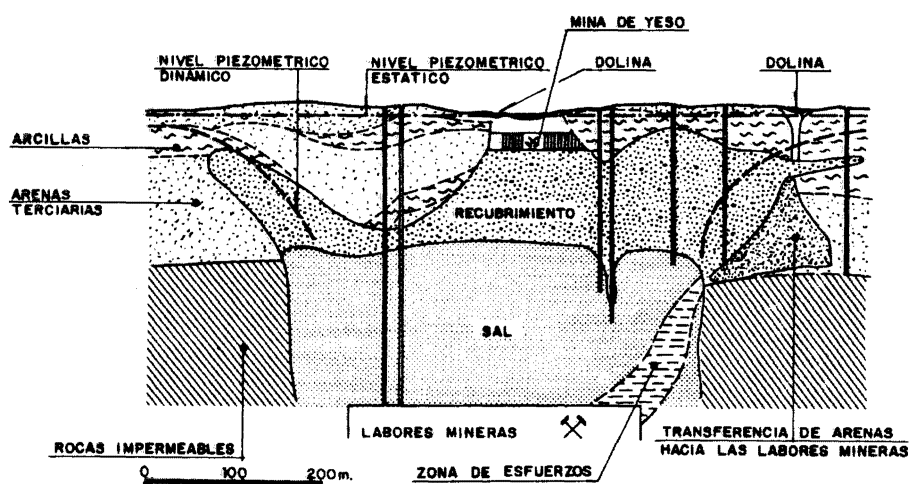


FIGURA IV. 4.-

ESQUEMA HIDROGEOLOGICO DE LA MINA DE SAL DE WAPNO, POLONIA ( KORTAS Y WILK, 1985 ).

La zona de contacto entre la sal y el yeso fue la parte más inundada, a favor de la que se abrieron las típicas fracturas de un diapiro de sal.

Tras el drenaje de la formación yesífera, por el aflujo hacia la mina, la afección minera alteró el equilibrio hidráulico en las formaciones de arenas del entorno del diapiro.

Complejos análisis físico-químicos de las efluencias y, en especial, los análisis isotópicos, confirmaron la conexión genética con dichas aguas externas al diapiro, al tiempo que se observó la disminución del contenido de los iones bromo y magnesio.

Cuando el aflujo sobrepasó los 8 l/s, todo el personal de trabajo fue evacuado y, dos días después, una irrupción de 30.000 m<sup>3</sup> de agua, en un tiempo de 15 minutos, dejó fuera de control la inundación.

El aporte de agua trajo consigo la subsidencia en la capa de yeso, a 160 metros de profundidad, y algunos metros bajo el nivel de arenas terciarias. El gradiente hidráulico creado transfirió arenas del entorno del diapiro a dentro de él.

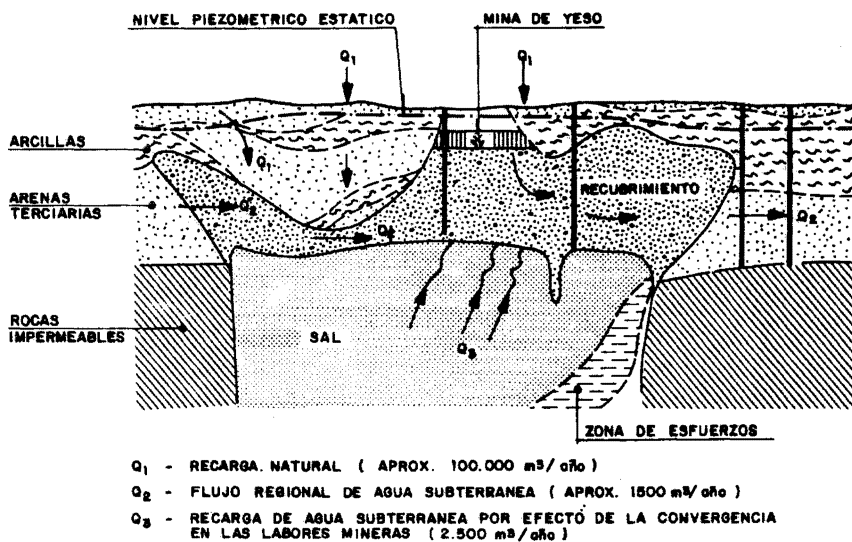
Este aflujo de arena y agua, hacia el interior de la mina pudo reducirse mediante una aportación artificial de agua. Para esto se perforó un sondeo, en la parte central del yacimiento, que alcanzó a los huecos mineros y, a través de él, se introdujeron 3,15 millones de metros cúbicos de agua, procedente de un lago situado a cinco kilómetros.

En medio año, desde la irrupción, se introdujeron además, dentro del diapiro,  $300.000 \text{ m}^3$  de arena, en un complejo proceso de transferencia con múltiples fases.

Con todo ello se consiguió restaurar el equilibrio hidrogeológico en el área del diapiro, diez meses después de la irrupción (figura IV-5). Estableciéndose lentamente un régimen local hidrogeológico, en el que las aguas migraron, a través de las capas de yeso, hacia las formaciones terciarias en las que se produjo la afección salina.

Esto dió por resultado: la lixiviación de las capas de yeso y sal al techo ( $Q_1$ ); la lixiviación de sal por el flujo regional ( $Q_2$ ), debido al deterioro de las formaciones que aislaban el diapiro, y el aporte de salmuera saturada ( $Q_3$ ), procedente de la mina inundada, y como consecuencia del cerramiento del hueco minero (KORTAS y KOLANKO, 1984).

Estos tres sumandos incrementaron la salinidad de las aguas del acuífero terciario.



**FIGURA IV. 5.-**  
ESQUEMA HIDROGEOLOGICO DEL DIAPIRO DE SAL TRAS LA INUNDACION DE LA MINA ( KORTAS Y WILK , 1985 ).

## 5. POSIBLES SOLUCIONES PARA LOS PROBLEMAS DE CONTAMINACION

Frente a la afección de las aguas subterráneas y superficiales, por efluentes salinos, son varias las posibles vías de actuación.

En primer lugar, y para el caso de explotaciones subterráneas, se debe tratar de reducir al máximo las entradas de agua en la mina, que podrían dar lugar a la formación de salmueras, si bien esto viene condicionado por el contexto en el que se ubique la explotación minera, que debe tener adecuadas características de impermeabilidad, sin olvidar que el ámbito afectado puede extenderse con el tiempo, a consecuencia de subsidencias provocadas por colapsos y, en el caso de yacimientos evaporíticos, debido a la propia deforma-



ción progresiva del hueco minero, de tal manera que una mina, originariamente seca, puede llegar a tener entradas de fluidos, por esa apertura de discontinuidades en el entorno de la excavación.

En todo caso, y para reducir el acceso de agua, si hay riesgo de que las deformaciones alcancen a la superficie, deben derivarse las escorrentías superficiales, de manera que no accedan al área de influencia de dichas deformaciones.

Una forma de actuar, para evitar la posible disolución de sal en el hueco minero (que podría aumentarlo, debilitando sus características geotécnicas y colaborando a la subsidencia), es mediante el llenado de la mina con salmueras saturadas, que serían inertes frente a la sal, con lo cual no progresaría la disolución. Se requiere, en este caso, tener la seguridad de que la salmuera no va a migrar hacia algún sistema acuífero del entorno, que tenga aguas de calidad, ni que va a surgir al exterior para acceder, como efluente salado, hacia la escorrentía de superficie.

En este contexto cabría englobar a aquellas explotaciones por lixiviación in situ, de yacimientos salinos profundos, bien mediante un sondeo único (de inyección de agua y extracción de salmuera), bien mediante sondeos independientes. En este caso, como ocurre por ejemplo al Norte de Holanda (próximo a la frontera con Alemania) o en Polanco (Cantabria), se han podido producir subsidencias, durante la explotación, que originan depresiones o "pseudo-dolinas", las cuales pueden facilitar el acceso de las salmueras procedentes de la masa salina, sometida a lixiviación, a acuíferos suprayacentes.

Si, por cualquiera de estos motivos, la mina abandonada produce aportes de salmueras hacia algún sistema acuífero periférico, la actuación es difícil, ante la práctica imposibilidad de sellar conductos salinos, de manera definitiva, tanto mediante arcilla, como mediante productos bituminosos o resinas y polímeros.

Si el aporte de salmuera se produce al exterior, se puede actuar como en las minas de carbón de Silesia (Polonia), donde se emplean dos procedimientos para resolver el problema de sus efluentes salinos, y para disminuir la excesiva salinización de los ríos (MOTYKA y SKIBINSKI, 1982): el "método hidrotécnico", para aguas saladas y salmueras de concentración inferior a 70 gr/l, y el "método de aprovechamiento" para salmueras de mina que exceden de 70 gr/l.

El "método hidrotécnico" consiste en la acumulación de las aguas saladas de mina, en grandes balsas, para posterior aportación controlada del agua drenada, a los ríos, de manera que no se sobrepase una concentración máxima aceptable de sal en el agua fluvial, para lo que hay que tener en cuenta el propio contenido salino del río.

Este sistema de control se puede acompañar con la regulación de caudales del río, en cabecera, mediante aportes controlados de agua dulce, acumulada en embalses, para poder así diluir las puntas de salinidad. Esto se hace, por ejemplo, en la cuenca del río Cardoner con el embalse de Sant Ponç (24 Hm<sup>3</sup> de capacidad), y en la del río Llobregat con el embalse de La Baells (115 Hm<sup>3</sup> de capacidad) que permiten una buena regulación de la cuenca, al tiempo que las balsas de la mina de Sallent (Barcelona) también regulan el caudal de efluentes vertido a los ríos. Un sistema similar podría efectuarse en la mina de Cardona (Barcelona), donde el río Cardoner es muy favorable para una desviación en la estrangulación del meandro que atraviesa el Valle Salado, dejando el brazo muerto para embalsar efluentes de mina (y escombrera), y para su posterior vertido controlado.

El "método de aprovechamiento" consiste en producir sal de mesa y agua desalinizada a partir de las salmueras de mina, o en producir salmuera altamente concentrada, utilizada como materia prima en la industria química.

En todo caso hay que señalar que la protección de los ríos es difícil, debido a los volúmenes de sal que reciben, y a su variable composición, que obliga a métodos complejos de tratamiento.

Actualmente, se desarrolla una técnica que permite la cristalización del NaCl y del  $\text{CaSO}_4$ , sin ablandamiento previo por productos químicos, que lo haría excesivamente caro. El proceso de preparación inicial de salmuera incluye la sedimentación, filtración, descomposición de carbonatos y desgasificación. El calcio es extraído, durante el proceso, como sulfato cálcico, mientras que el magnesio y otros contaminantes son extraídos como fluido madre.

En Debiensko (Polonia) la planta piloto, puesta en funcionamiento en 1975, produce  $100 \text{ m}^3/\text{h}$  de salmuera y, como resultado de la operación de esta planta, se obtienen varios productos útiles tales como: sal de mesa, agua desalinizada y salmuera concentrada.

Los residuos sólidos no causan ningún problema, pero la salmuera concentrada almacenada trae consigo el posible riesgo de una contaminación secundaria del agua.

Otra posibilidad de actuación es la consistente en disponer de una conducción, que actúe como "colector de salmueras" o "saloducto", para evacuación directa, hasta el mar, de las salmueras fluentes.

Así, por ejemplo, en la cuenca potásica del Llobregat (Barcelona), se está construyendo un colector de 125 km, para recoger las salmueras de concentración superior a 160 gr/l.

El diámetro de la conducción varía entre 100 y 450 mm, y el material es fibrocemento resistente a los sulfatos, para diámetros de hasta 300 mm y, poliéster reforzado con fibra de vidrio, para diámetros mayores.

Con la realización de este proyecto se considera que la concentración de cloruros, en el agua fluvial, será del orden de 200 mg/l frente a los actuales 470 a 500 mg/l, eliminando las puntas que alcanzan incluso los 1.000 mg/l (DIAZ et al., 1978; DIAZ GONZALEZ, 1984).

Otras soluciones, para eliminar efluentes salinos, consisten en la inyección profunda de las salmueras, mediante sondeos, como los que funcionan en las cuencas potásicas de Navarra, o los ensayos de inyección profunda en las cuencas catalanas de los ríos Cardoner y Llobregat, en los que se estimó poder eliminar, respectivamente, 258 y 231 Tm, si bien el proyecto no se ha realizado (DIAZ GONZALEZ, 1984), ya que de los tres sondeos perforados sólo en uno se encontró un tramo permeable, que después resultó insuficiente (DIAZ et al., 1978).

La otra fuente importante de contaminación, consecuencia de la minería de sales evaporíticas, radica en las escombreras, que pueden verse sometidas a la lixiviación por aguas de lluvia, y de escorrentía superficial.

En este caso, al igual que para escombreras que acumulen cualquier otro material contaminante, se simplifican todos los problemas si, desde la concepción inicial, se ubica la escombrera en un emplazamiento idóneo, desde los puntos de vista hidrogeológico e hidrológico, es decir, se sitúa sobre materiales impermeables, en una posición morfológica que reciba el mínimo de escorrentía superficial. También conviene que esté al abrigo del viento, para evitar que la sal vaya a parar a otros puntos del entorno próximo.

Una escombrera que reúna dichos requisitos aportará menos efluentes, en forma de salmueras, pero puede, además, mejorarse la situación si dicha escombrera, diseñada con taludes adecuados, se recubre con arcilla y tierra vegetal y, sobre ella, se restituye un tapiz vegetal

que fije este suelo, y que reduzca al mínimo los efectos de la erosión.

Otra posibilidad, complementaria, la ofrece el recubrimiento de la escombrera con PVC u otro material plástico impermeable, sobre el que se extienda el tapiz de arcilla y tierra vegetal.

También hemos de destacar, que las soluciones anteriormente señaladas, para los efluentes de mina, como son los vertidos controlados, o los saloductos, o la inyección en sondeos profundos, son aquí igualmente aplicables.

En todo caso, en el abandono de minas con efluentes salinos es necesario prever, anticipadamente, la evolución futura de las posibles fuentes de contaminación salina, tanto como consecuencia de modificaciones locales del régimen hidrogeológico, como de la lixiviación de escombreras.

Y es muy conveniente que, en el proyecto minero, al planificar las distintas labores a desarrollar, se trate de minimizar y controlar las salmueras mediante el aislamiento de las aguas de escorrentía y precipitación, y regulación de su drenaje, y se proyecte una adecuada restitución de las escombreras.

Es importante, para todo ello, tener un profundo conocimiento de las características hidrogeológicas del entorno, para evitar que el establecimiento del nuevo régimen hidrogeológico, tras el abandono de la mina, comunique las aguas saladas procedentes del interior con acuíferos cercanos de agua dulce.

También habrá que tratar de conseguir la retención de la posible salmuera en los huecos mineros, para evitar el que la transferencia de grandes masas de agua, y materiales disueltos, origine subsiden-

cias que puedan alcanzar a acuíferos suprayacentes y al entorno superficial (tal es el caso de las explotaciones subterráneas en Cabezón de la Sal, Cantabria.

## A P E N D I C E I

### **PREDICCIÓN DEL POTENCIAL CONTAMINANTE DEL ESTÉRIL PIRITICO DE UNA MINA (MÉTODO DE HENDERSON Y NORTON)**

Se trata de un método rápido y eficaz para identificar los niveles productores y neutralizadores de acidez, en una serie estratigráfica, así como para evaluar su potencial ácido. Su aplicación se centra en aquellas minas a cielo abierto en las que, tras el abandono, el nivel piezométrico se debe recuperar hasta situarse por encima del estéril removido.

El objetivo del método, descrito en detalle por HENDERSON y NORTON (1984) es obtener datos que permitan diseñar, en la fase de proyecto de la mina, el arranque y apilamiento de estériles, del modo más eficaz, para minimizar la producción de aguas ácidas.

El fundamento del método es muy simple: mediante análisis químicos, realizados sobre testigos de la serie estratigráfica a remover, se determina la capacidad de neutralización del ácido (CNA; ANC en la literatura anglosajona), y el potencial de producción de ácido de cada estrato o formación. Comparando estos dos valores se clasifican las capas en dos categorías:

- a) niveles productores de ácido, y
- b) niveles con exceso de potencial neutralizador, que podrían ser mezclados con los niveles a), durante el apilamiento, para evitar la formación de ácido tras el abandono.

unidades litológicas en sus diferentes miembros, hasta obtener muestras de no más de 500 gr, que serán molidas hasta 0,2 mm.

Se debe analizar cada muestra, a continuación, para determinar el pH, la humedad, la capacidad de neutralización de ácido (CNA) y el contenido de azufre, para ello:

a) el pH se determina agitando, durante 45 minutos, 8 gramos de muestra molida, en 20 ml de solución 0,01 N de  $\text{CaCl}_2$ . Se determina seguidamente, usando un electrodo de vidrio, el pH de la disolución obtenida,

b) la humedad se determina mediante el secado de la muestra a  $105^\circ \text{C}$ , en un horno hasta conseguir peso constante. La atmósfera del interior del horno debe ser nitrógeno sin oxígeno,

c) la CNA se determina tomando una cantidad conocida de muestra molida que se mezcla, agitando, con un volumen también conocido de solución 0,25 N de  $\text{HCl}$ . La suspensión resultante se valora hasta pH 8,3 con  $\text{NaOH}$  0,1 N. La CNA se define como la cantidad de ácido, expresada en % equivalente de  $\text{CaCO}_3$ , que fue neutralizado por la muestra, y

d) el azufre, que se presenta en la materia mineral de tres formas distintas: azufre pirítico, azufre orgánico y azufre incluido en los sulfatos, tiene una determinación más compleja, ya que el contenido total de azufre de una muestra reúne estos tres sumandos. El azufre pirítico es el que determina el potencial de producción de ácido de la muestra. Sin embargo, no puede ser medido directamente, sino que debe calcularse como diferencia de dos medidas: azufre orgánico y pirítico menos azufre orgánico. El azufre total de la muestra también se determina, para calcular la proporción de sulfatos, por diferen-



cia: contenido total de azufre menos azufre orgánico y pirítico y, en función de dicha proporción, se realiza una importante simplificación.

En consecuencia, son tres las medidas de contenido de azufre que hay que realizar en el laboratorio:

d<sub>1</sub>) el contenido total de azufre, que se debe determinar mediante analizadores electrónicos. HENDERSON y NORTON (1984) proponen el empleo de analizadores Leco SC32,

d<sub>2</sub>) el contenido de azufre orgánico, que se determina a partir de dos gramos de muestra, pesada con precisión, que se introducen en 100 ml de HNO<sub>3</sub> 2N hirviendo. El conjunto debe hervir durante 30 minutos, para extraer todo el sulfato y el azufre pirítico. Tras enfriar y filtrar la solución, los sólidos obtenidos se lavan, secan, pesan y se determina su contenido de azufre con un analizador. Este valor, referido a los dos gramos de muestra seca, es el contenido de azufre orgánico. Es preciso introducir, en este resultado, una estimación de las pérdidas producidas durante el proceso operatorio, realizada en base a la precisión del mismo, y

d<sub>3</sub>) el contenido de azufre orgánico y pirítico se determina con la misma técnica operatoria descrita para el azufre orgánico. En este caso se toman cinco gramos de muestra, que deben ser mezclados con 50 ml de HCl 5N, para extraer todo el sulfato.

La tabla A1.1 resume el cálculo de las distintas formas de azufre.

Es importante tener en cuenta que, para el correcto funcionamiento de los analizadores de azufre, es preciso añadir 1 ó 2

gramos de  $V_2O_5$  en polvo, en las muestras que carecen por completo de materia carbonosa.

Contenido total de azufre	Se determina directamente
Azufre en forma de sulfato	Contenido total de azufre - - azufre pirítico y orgánico
Azufre pirítico	Azufre pirítico y orgánico - - azufre orgánico
Azufre orgánico	Se determina directamente

**TABLA AI-1.-**

CUADRO RESUMEN DE LA DETERMINACION DE LOS DISTINTOS TIPOS DE AZUFRE ( HENDERSON Y NORTON , 1984 ).

Frecuentemente, el contenido de sulfato y de azufre orgánico es mucho menor que el de azufre pirítico. Por esta razón es conveniente siempre realizar una serie previa de análisis, anterior a la determinación sistemática del contenido de azufre, de todas las muestras, de las columnas estratigráficas obtenidas. La serie previa de análisis se realizará sobre varias decenas de muestras, de modo que constituyan un conjunto lo más representativo posible del total.

Si el porcentaje de sulfato no es mayor de unas pocas centésimas, en las muestras más oxidadas, y se mantiene muy bajo en las demás, podrá eliminarse su cálculo en el resto de las muestras, y suponerse que en ellas no hay sulfato. La tabla AI.2 representa un caso real, expuesto por HENDERSON y NORTON (1984), en el cual puede realizarse esta suposición.

Una segunda simplificación es la relativa a los porcentajes de azufre pirítico y orgánico. Si la relación media azufre pirítico/azufre orgánico es lo bastante alta, podrá considerarse general y

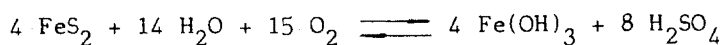
extensible a todas las muestras cuyo porcentaje total de azufre sea inferior a un valor fijo, determinado en función de los obtenidos en el análisis de las muestras de la serie previa. En el ejemplo expuesto por HENDERSON y NORTON (1984), se consideró que la proporción azufre pirítico/azufre orgánico era de nueve a uno, para todas las muestras con un contenido total de azufre inferior al 0,5%.

Porcentaje de sulfato	Número de muestras
0,01	5
0,01	5
0,02	5
0,03	1
0,04	2
0,05	1
0,06	1

**TABLA AI-2.-**

CONTENIDO DE SULFATO DE LAS MUESTRAS DE LA SERIE PREVIA , EN UN CASO REAL  
( HENDERSON Y NORTON , 1984 ) .

Una vez estudiadas las simplificaciones que pueden adoptarse, se calcula el contenido de azufre pirítico de cada muestra, y, a partir de este valor, se calcula el potencial de producción de ácido de cada muestra. Para ello consideramos la reacción completa de oxidación del sulfuro de hierro a hidróxido de hierro:



Se observa que, por cada gramo de azufre que se oxida, se producen 3,059 gramos de ácido sulfúrico, que necesitan 3,121 gramos de  $\text{CaCO}_3$  para ser neutralizados. Esto indica que un

material con un 1% de azufre pirítico necesitará, para ser neutralizado, otro de la misma masa y con una CNA de 3,121%.

Una vez llegado el estudio hasta este punto debe construirse una tabla por cada columna estratigráfica, con tantas filas como unidades litológicas se hayan distinguido, y con cuatro columnas fundamentales:

- a) porcentaje de azufre pirítico (sobre el total de la muestra seca),
- b) porcentaje de  $\text{CaCO}_3$  teóricamente necesario para neutralizar el ácido, formado al oxidarse completamente el azufre pirítico,
- c) CNA de la unidad litológica (expresado como % de  $\text{CaCO}_3$ ), y
- d) diferencia entre las dos columnas anteriores, que expresa el exceso o defecto de CNA de la formación.

Columna estratigráfica	Porcentaje medio de azufre pirítico	(a) % $\text{CaCO}_3$ medio requerido para la neutralización	(b) C.N.A. medio (% $\text{CaCO}_3$ )	(b-a) Exceso medio de capacidad neutralización (% $\text{CaCO}_3$ )
A	0,52	1,63	6,12	4,49
B	0,26	0,82	1,90	1,08
C	0,40	1,28	0,95	- 0,33 AGUA ACIDA

TABLA AI - 3.-

CARACTERISTICAS GLOBALES DE VARIAS COLUMNAS ESTRATIGRAFICAS. A y B SON REALES y C ES SUPUESTA ( MODIFICADO DE HENDERSON Y NORTON, 1984 ).

El paso siguiente será seleccionar las formaciones con defecto neto de CNA, dentro de cada columna. La tabla AI.3 recoge las caracterís-

ticas de estas capas "ácidas" en el ejemplo descrito por HENDERSON y NORTON.

Se puede, también, estudiar cada columna en su conjunto, dando a cada formación un peso proporcional a su potencia (se desprecian las diferencias de gravedad entre las capas). De este modo se obtiene la tabla AI.4, en la que se determina si cada columna tiene, globalmente, exceso o defecto de CNA. En el primer caso, será teóricamente posible evitar la formación de aguas ácidas, en el relleno, mezclando adecuadamente formaciones con exceso de CNA con otras productoras de ácido, sin necesidad de acudir a técnicas como la introducción de caliza en el relleno, o el aislamiento con arcilla del estéril pirítico. Otra cuestión, a tener en cuenta, es si resulta rentable introducir en la planificación de la mina las operaciones de arranque selectivo, mezcla y apilamiento de estas formaciones, frente a las otras técnicas citadas.

Columna estratigráfica	Potencia total (m) (se excluyen carbones)	Porcentaje medio de azufre pirítico	(a) % $\text{CaCO}_3$ medio requerido para la neutralización	(b) C.N.A. medio (% $\text{CaCO}_3$ )	(a-b) Potencial medio de producción de ácido (% $\text{CaCO}_3$ )
A	12,41	1,43	4,46	2,26	2,20
B	5,22	1,01	3,42	1,16	2,26

**TABLA AI-4.-**

CARACTERISTICAS DE LAS FORMACIONES PRODUCTORAS DE ACIDEZ EN UN ESTERIL PIRITICO  
( CASO REAL ) ( HENDERSON Y NORTON , 1984 ).

En el segundo caso (defecto global de CNA en la serie estratigráfica), será imprescindible acudir a la introducción de niveles alcalinos en el relleno, o al aislamiento de las formaciones piríticas, para evitar la formación de aguas ácidas.

Como conclusión, puede afirmarse que este método de predicción proporciona una herramienta simple y poderosa para evaluar, antes del inicio de las operaciones mineras, el riesgo de que se formen efluentes ácidos en el relleno, tras el abandono. El método de HENDERSON y NORTON (1984) permitirá realizar, de manera fiable, el arranque y apilamiento selectivo del estéril, pero no hay que olvidar que el mejor método de restitución de terrenos es siempre aquel que combina varias de las técnicas conocidas, del modo más adecuado para cada mina.

Una fuente probable de error, en el método de HENDERSON y NORTON (1984), radica en suponer que el azufre orgánico se comporta de modo inerte frente a la oxidación. Esto es admisible en una primera aproximación pero, en determinados casos, la oxidación del azufre orgánico puede ser significativa. DOLLHOPF (1984) ha estudiado este fenómeno, que tiene importancia en la formación de aguas ácidas en el estéril de las grandes minas de carbón de la cuenca de Gillette (Wyoming, EE.UU.).

## A P E N D I C E   I I

### **PREDICCIÓN DE LA CANTIDAD DE ÁCIDO QUE PRODUCIRA EL RELLENO DE UNA MINA DE CARBÓN A CIELO ABIERTO (MÉTODO DE CARUCCIO Y GEIDEL)**

#### **1. ANÁLISIS DE LAS COBERTERAS**

##### **1.1 INTRODUCCIÓN. ALCALINIDAD Y ACIDEZ**

Esta técnica se emplea con objeto de determinar los mínimos que cabe esperar, en cuanto a contaminación por aguas ácidas, en una explotación minera a cielo abierto de carbón.

El método está fundamentado en el trabajo presentado por CARUCCIO y GEIDEL (1981), del Departamento de Geología de la Universidad de Carolina del Sur, en el Congreso de Sedimentología, Restauración e Hidrogeología de Minas a Cielo Abierto, de Kentucky.

Este método, así como el expuesto en el apéndice anterior, se emplea para identificar los materiales ácidos y alcalinos en el contexto afectado por la minería. Esta información puede utilizarse como guía para seleccionar el material ácido y agruparlo en sectores específicamente diseñados, para minimizar el riesgo de contaminación.

El método puede emplearse, así mismo, para la determinación del impacto ambiental probable de una futura mina de carbón, a cielo abierto. En este método se determina la mínima contaminación que cabe esperar, es decir no se consideran los factores que aceleran y

favorecen estos procesos. En el futuro este dato tendrá importancia en el cálculo de la rentabilidad de una explotación.

En los yacimientos de carbón, el componente primordial en la producción de alcalinidad es el carbonato cálcico (calcita, caliza, etc.) y el carbonato cálcico-magnésico (dolomita y dolomía) (se llama alcalinidad del agua a su contenido en bicarbonato, expresado como mg de  $\text{CaCO}_3$  equivalentes).

En condiciones normales, estos materiales son débilmente solubles en aguas acidificadas, pero el agua que contiene dióxido carbónico disuelto genera una fase soluble, en forma de bicarbonatos, que es habitual encontrar con pH normal (entre 6,4 y 8,4) en los sistemas acuíferos naturales.

La existencia de horizontes ácidos; se relaciona generalmente con la oxidación de la pirita. El pH desciende hasta niveles de 2,8 y contiene una acidez de hasta 6.000 mg/l (en mg de  $\text{CO}_3\text{Ca}$ ), concentraciones de sulfatos de 15.000 mg/l (de  $\text{SO}_4^{=}$ ) y totales de hierro disuelto de 70 mg/l.

## 1.2 BALANCE ACIDO-BASE

El método más comúnmente utilizado es el desarrollado por SMITH, de la Universidad de Virginia del Este.

En primer lugar se determina la alcalinidad, utilizando una solución 0,1 N de  $\text{ClH}$ . El proceso de digestión es acelerado mediante calentamiento, hasta que desaparece la efervescencia. Los carbonatos cálcico y magnésico se disuelven y producen dióxido de carbono (gaseoso). La cantidad de ácido consumido se calcula mediante una base típica, para determinar el punto de equivalencia. La cantidad de



base se determina conociendo el peso de la muestra utilizada, el volumen y la normalidad del ácido, y la cantidad de ácido utilizado.

El potencial ácido se determina a partir del contenido en pirita de la muestra utilizada. La muestra es lavada con un ácido, para extraer el hierro que no esté en forma de sulfuro. A continuación se realiza un análisis estequiométrico, a partir de la transformación de la relación que existe entre la oxidación de la pirita y la acidez.

Seguidamente se confrontan ambos valores, a fin de determinar si prevalece la acidez o la alcalinidad.

Desafortunadamente estos valores no son constantes en el tiempo. De esta forma, la alcalinidad alcanza rápidamente un máximo, mientras la acidez potencial de la muestra se incrementa con el tiempo. Además, la cinética de la oxidación de la pirita está fuertemente controlada por el contenido en carbonatos de la muestra.

### **1.3 TESTS DE METEORIZACION SIMULADA**

Un método alternativo, para determinar el comportamiento químico de un material, consiste en los ensayos de lixiviación o meteorización simulada. De esta forma se estudia el fenómeno directamente, y no existe el error de estimación, que se podía producir al analizar los equilibrios ácido-base.

En este proceso se toman muestras de roca y se machacan a un tamaño de 4 mm. Una porción de 300-50 granos se sitúa en una cámara inerte de plástico. En el interior de la cámara la atmósfera es continuamente purgada, mediante una corriente de aire húmedo, y la muestra se deja oxidar.

Cada tres a cinco días, la cámara se llena con agua desionizada, y los productos que se han producido en la oxidación son disueltos y recogidos. En esencia, se trata de simular condiciones naturales, dejando el tiempo necesario para la producción de los fenómenos de oxidación.

Los productos provenientes de la oxidación de la piritita, que se producen entre dos lixiviaciones sucesivas, forman una solución ácida. La disolución de materiales calcáreos tiene lugar en una proporción más pequeña y, además, la alcalinidad se produce principalmente cuando el agua de lixiviación está en contacto con la muestra, por lo que la alcalinidad es menor de la que cabría esperar en condiciones de equilibrio.

## **2. METODO DE CALCULO DEL POTENCIAL MINIMO DE PRODUCCION DE ACIDEZ**

### **2.1 TRANSFORMACION DE LOS RESULTADOS DE LAS PRUEBAS DE METEORIZACION EN PREVISIONES APLICABLES AL ESTERIL**

Las pruebas de meteorización simulada, realizadas en laboratorio, proporcionan resultados referidos casi siempre a 100 gramos de muestra. Para poder generalizar al estéril, los resultados obtenidos, es preciso tener en cuenta dos factores: la densidad de las rocas y la granulometría de las mismas, tras el arranque, transporte y apilamiento.

El método propuesto por CARUCCIO y GEIDEL (1981) para realizar la conversión (generalización) puede resumirse en los siguientes puntos:

- a) se deben diferenciar los distintos niveles litológicos existentes en el relleno, asignando a cada uno de ellos una

densidad media. En base a esta densidad se calcula el volumen de roca, en metros cúbicos, cuya masa es una tonelada. Este volumen será considerado como unidad básica de cada roca, en los cálculos sucesivos,

b) los resultados de las pruebas de meteorización simulada, realizados con cada tipo de roca, se expresan como miligramos de ácido producido por cada 100 gramos de muestra. Asumiendo que el proceso de arranque, transporte y apilamiento de las rocas las tritura, al menos en el uno por ciento, hasta el tamaño empleado en los tests de lixiviación, podemos calcular los miligramos de ácido que produce cada tonelada de roca:

$$10^6 \frac{\text{gr}}{\text{Tm}} \cdot \frac{1 \text{ gr reac}}{100 \text{ gr}} \cdot M \frac{\text{mg Ac}}{100 \text{ gr reac}} = 100 M \text{ mg Ac/Tm}$$

c) para simplificar el trabajo posterior, es preciso referir la producción de ácido a una sola unidad volumétrica de roca. Para ello, se escoge como unidad de volumen una de las calculadas en el primer apartado. En general, será la correspondiente a la roca predominante en el estéril, o a aquella que simplifique más los cálculos. Para referir a esta unidad la producción de ácido de otras rocas, se multiplica su valor 100 M por la relación existente entre la unidad volumétrica (masa = una tonelada) de la segunda roca y la de la que ha sido elegida. En el ejemplo que proponen CARUCCIO y GEIDEL (1981), toman 2,58 gr/cm<sup>3</sup> y 2,8 gr/cm<sup>3</sup> como densidad de la arenisca y de la pizarra, respectivamente. Los volúmenes cuya masa es una tonelada son 0,387 m<sup>3</sup> y 0,357 m<sup>3</sup>. Se ha elegido la arenisca como unidad. Por lo tanto, los resultados referidos a las pizarras, deberán ser multiplicados por 0,387/0,357.

## **2.2 CALCULO DE LA CANTIDAD DE ACIDO QUE SERA PRODUCIDA POR CADA COLUMNA ESTRATIGRAFICA**

La unidad volumétrica escogida ( $0,357 \text{ m}^3$  en el ejemplo original) se considera que es de forma prismática, con base cuadrada de  $1 \text{ m}^2$  y 35,7 cm de altura.

Las pruebas de meteorización simulada proporcionarán la cantidad de ácido que produce cada tipo de roca en períodos de 7, 20 y 30 días. Multiplicando estos valores por los factores de conversión, calculados anteriormente, se obtiene la producción de ácido que cabe esperar por cada tonelada de cada tipo de roca.

Multiplicando la cifra obtenida para cada roca por su potencia, y sumando los valores obtenidos, se calcula la cantidad de ácido que potencialmente se formará por cada columna de estéril, de  $1 \text{ m}^2$  de sección.

En este cálculo hay que eliminar la producción de ácido de las capas de carbón de potencia superior a 30-40 cm, ya que serán extraídas durante la explotación y, por tanto, no pasarán al relleno.

## **2.3 CALCULO DE LA PRODUCCION POTENCIAL DE ALCALINIDAD**

Según exponen CARUCCIO y GEIDEL (1981), el agua en contacto con calcita tiene una alcalinidad de 40 mg/l ( $\text{CaCO}_3$ ), dato obtenido del cálculo del equilibrio químico, y que se comprueba en la práctica. El agua, en un sistema abierto que contiene calcita y dolomita molidas, presenta una alcalinidad aproximada de 65 mg/l. Finalmente, el agua subterránea de acuíferos calizo-dolomíticos presenta alcalinidades que pueden llegar a ser superiores a 200 mg/l.

El ambiente que se implantará en el relleno, en relación con la producción de alcalinidad, es difícil de predecir. El flujo de aguas que se infiltran a través de materiales calcáreos sugiere alcalinidades del orden de 40 mg/l. Sin embargo, no se puede descartar la implantación, en el interior del relleno, de un sistema hidráulico saturado y abierto, cuyas aguas tengan una alcalinidad cercana a 65-70 mg/l. Por esta razón, se puede considerar que este es el máximo valor que puede esperarse para la alcalinidad del agua en el relleno y, en base a él, se realizarán los cálculos del potencial de producción de ácido del estéril.

#### 2.4 ESTIMACION DEL POTENCIAL DE PRODUCCION DE ACIDO DE CADA COLUMNA DE ESTERIL

Una vez calculadas las cantidades de ácido y de alcalinidad que, previsiblemente, producirá el relleno, deben confrontarse estos valores para estimar si el relleno producirá o no aguas ácidas.

La confrontación se realiza calculando la cantidad de acidez y alcalinidad producida por una columna de 1 m<sup>2</sup> de sección, en un período determinado de tiempo, por ejemplo diez días.

El cálculo de la acidez producida es fácil de realizar, a partir de los resultados de las pruebas de meteorización simulada, y teniendo en cuenta las consideraciones expuestas en los apartados anteriores.

Para el cálculo de la alcalinidad, será preciso contar con datos climatológicos del lugar, y de la permeabilidad del relleno (el estéril removido), para estimar el volumen de agua infiltrada en el período de tiempo considerado y, por tanto, la cantidad de carbonato disuelto, suponiendo que la alcalinidad del agua es de 65-70 mg/l.

Si la producción prevista de ácido supera a la de alcalinidad, existirá una elevada probabilidad de que el relleno produzca aguas ácidas.

Es preciso resaltar que este análisis proporciona una estimación de la mínima cantidad de ácido que será producida por el relleno. En la práctica, la producción global de ácido será siempre mayor que la calculada y, por tanto, también será más grave el problema ambiental planteado. La producción real de ácido es mayor por varias razones:

a) si bien es importante estimar, con precisión, la velocidad de infiltración del agua en el relleno, no podemos olvidar que la producción de ácido aumenta al disminuir ésta, ya que crece el tiempo de residencia del agua en el medio productor de acidez, y la producción de ácido prosigue indefinidamente en el tiempo. La producción de alcalinidad, por el contrario, se detiene rápidamente, al saturarse el agua de carbonatos. Con frecuencia, las estimaciones iniciales resultarán excesivamente optimistas, en lo referente a la velocidad de infiltración del agua en el relleno, ya que la permeabilidad del mismo disminuirá con el tiempo, al producirse fenómenos de asentamiento y compactación,

b) hasta ahora, se ha supuesto que un 1% de la roca se descompone, hasta el tamaño empleado en las pruebas de meteorización simulada (menor de 4 mm), como consecuencia del arranque, transporte y apilamiento, despreciándose el efecto del 99% de roca restante. En la práctica, las superficies de todos los granos y bloques de roca superiores a 4 mm también serán reactivas, y producirán cantidades de ácido que incrementarán notablemente las previstas,

c) en ninguna de las pruebas de meteorización simulada,

empleadas en el método de análisis de coberteras que se expone, se ha tenido en cuenta el efecto que la actividad de las bacterias ferrooxidantes tiene sobre la producción de ácido, en una roca pirítica. En las condiciones normales del relleno de una mina, la cantidad de ácido producido aumenta sustancialmente por esta causa,

d) la previsión de producción de ácido se realiza considerando cortos períodos entre precipitaciones (7-10 días). En la práctica, los períodos sin precipitaciones serán, en muchos casos, más prolongados, y el espaciado de las precipitaciones favorece la formación de ácido, y

e) el esquema más convencional de disponer el estéril en el relleno consiste en situar las capas piríticas sobre materiales inertes, cubiertas por las capas más alcalinas del estéril. De este modo se consigue que el agua que, al infiltrarse alcance los materiales piríticos, sea ligeramente alcalina. Sin embargo, los aportes laterales de agua al relleno son, frecuentemente, importantes. Estas aguas están en condiciones óptimas de provocar la oxidación de la pirita, sobre todo si el nivel piezométrico tiene fuertes variaciones estacionales, y su efecto no se prevé en el método de análisis propuesto por CARUCCIO y GEIDEL (1981).

## **2.5 ASPECTOS RELATIVOS AL PROCEDIMIENTO DE ANALISIS DE LA COBERTERA DE UNA POSIBLE MINA**

Antes de considerar el potencial ácido, de los materiales que constituyen la cobertera de una futura mina, es preciso realizar un detallado estudio geológico (estratigráfico y tectónico) y topográfico de los mismos. Este estudio tiene varios objetivos:

a) levantar un número de columnas estratigráficas suficiente para conocer, con precisión, el tipo de materiales que existen en el subsuelo, la potencia de cada capa y su ubicación. Es importante prever los posibles cambios laterales de facies y las repeticiones o desapariciones de series, debidas a accidentes tectónicos,

b) conocer con precisión la disposición tectónica de las capas, para poder estimar la masa existente de cada roca, y

c) diferenciar tantos tramos como sea necesario, en el lugar en el que se va a desarrollar la mina, para poder trabajar con secciones estratigráficamente homogéneas.

La cantidad de ácido producido, por cada una de las secciones, se calculará multiplicando por su área el valor de producción de ácido, calculado para cada columna de sección  $1 \text{ m}^2$ , a partir de los datos proporcionados por las pruebas de meteorización simulada.

La existencia de una topografía accidentada complica mucho el estudio de la cobertera, ya que suele ir asociada a intensos fenómenos erosivos, que habrán hecho desaparecer, en cada punto, una determinada fracción de la serie estratigráfica. En este caso será necesario delimitar secciones de extensión reducida, para conseguir que sean lo suficientemente homogéneas.

### **3. PRINCIPALES FUENTES DE ERROR EN LA TECNICA DE PREDICCIÓN DE CARUCCIO Y GEIDEL**

Los propios autores señalan los tres aspectos que, a su juicio, introducen mayor error en todo el proceso de predicción. Se trata, por tanto, de líneas preferentes de investigación. Sin embargo, su



17 71 1

dificultad intrínseca, y la práctica imposibilidad de generalizar ideas o procedimientos, relativos a ellas, explica que los avances registrados en los últimos años hayan sido escasos.

En este sentido hay que destacar, en primer lugar, la dificultad de la evaluación de la superficie total de los granos y bloques del estéril, una vez apilado, ya que es muy discutible la validez de la suposición realizada, en el planteamiento del método, según la cual un 1% de la roca se descompone mecánicamente hasta el tamaño empleado en las pruebas de meteorización simulada. Incluso en el caso de que sea admisible, es indudable que las superficies de todas las partículas superiores a ese tamaño, producirán cantidades de ácido que modificarán las previsiones del método.

En este sentido dos son los factores fundamentales, que determinan la superficie de roca que se crea durante el proceso minero: el tipo de roca y la técnica minera empleada.

El tipo de roca influye decisivamente. Una roca esquistosa se disgrega fácilmente, formando partículas que tienden a ser bidimensionales y que, por lo tanto, tienen gran superficie específica. Por el contrario, las rocas compactas (rocas cuarcíticas, por ejemplo), se fragmentan en partículas aproximadamente esféricas, con lo cual el aumento de superficie específica es bajo.

Finalmente, es indudable que la técnica minera empleada influye también. El valor predictor del método de CARUCCIO y GEIDEL se vería muy reforzado si se pudiese asociar, a cada sistema de arranque y carga del estéril (dragalinas o explosivos y palas cargadoras, por ejemplo), una granulometría probable del relleno, en función del tipo de roca.

En segundo lugar es difícil la evaluación de los volúmenes de agua

que se infiltran, en el relleno, así como de la velocidad de infiltración, ya que es indudable que, cuanto mejor se conozca el régimen hidráulico del relleno, más fácil será realizar predicciones fiables de la cantidad de acidez y alcalinidad que va a producir.

En tercer lugar el factor que introduce error en el método de CARUCCIO y GEIDEL es de tipo conceptual, y no podrá ser resuelto hasta que la tecnología de la restitución de terrenos no haya desarrollado suficientemente sus fundamentos teóricos, que aún hoy están, en parte, confusos.

El método de CARUCCIO y GEIDEL supone que los niveles alcalinos se sitúan en la parte superior del relleno, por encima de los materiales productores de acidez, con lo cual el agua que se infiltre hasta estos últimos será ligeramente alcalina. Este modelo no es aplicable en el caso de mezclarse durante el apilamiento los niveles alcalinos con los potencialmente ácidos.

Tanto la colocación de niveles de caliza a techo del relleno, como la mezcla de materiales ácidos y alcalinos, son técnicas de restitución con las que se trabaja hoy en día, aunque estén mal documentadas, por el momento, en lo relativo a su aplicación y resultados.

La mezcla de niveles ácidos y alcalinos es de muy dudosa eficacia, ya que es inevitable la formación de microambientes ácidos en torno a los granos piríticos que se oxidan, dando lugar a la formación de aguas ácidas. El ácido es neutralizado, inmediatamente, por la caliza, lo cual fuerza la precipitación sobre ella de hidróxidos metálicos. Una vez recubierta, la caliza no es capaz de neutralizar más ácido, lo cual lleva a la acidificación de las aguas del relleno. En estas condiciones, el método de CARUCCIO y GEIDEL no puede aplicarse.

Como conclusión, puede afirmarse que el método de CARUCCIO y

GEIDEL es una valiosa herramienta para la predicción del impacto ambiental de minas a cielo abierto, en su fase de proyecto. Tiene, no obstante, como principales inconvenientes, su complejidad y los errores que introduce con sus premisas, los cuales pueden ser importantes. Su principal ventaja es introducir, en la predicción, los resultados de pruebas de meteorización simulada, que permiten llegar a aproximaciones más realistas que las basadas tan sólo en ensayos clásicos de laboratorio.

V

B I B L I O G R A F I A

ACKMAN, T.E.; KLEINMANN, R. 1984. In-line aeration and treatment of acid mine drainage. BuMines Report Invest. RI-8868. 8 pp.

ACKMAN, T.; KLEINMANN, R. 1985. In-line aeration and treatment of acid mine drainage: performance and preliminary design criteria. BuMines Inform. Circ. IC-9027, pág. 53-61.

AHMAD, M.U. 1970. A hydrologic approach to control acid mine pollution for Lake Hope. Ground Water. V. 8, no. 6, pág. 19-24.

ATKINS, A.S.; SINGH, R.N. 1982. A study of acid and ferruginous mine water in coal mining operations. Intern. Journ. Mine Water. IMWA. Granada. V. 1, no. 2, pág. 37-57.

AXELSSON, C.L.; KARLQVIST, L.; OLSSON, T. 1985. Hydrogeological conditions for leachate production control in a sulfide mine tailing. IMWA II Mine Water Congress. Granada. V. 1, pág. 615-622.

AYALA CARCEDO, F.J.; del VALLE LERSUNDI, J. 1984. Análisis de la rotura de un depósito de residuos de minería de plomo abandonado y de la contaminación producida en el río Urumea, Navarra-Guipúzcoa. VII Congr. Intern. Min. Metal. Barcelona. V. 8, pág. 77-86.

BABIJ, T.; GOODMAN, A.; KHALID, A.M.; RALPH, B.J. 1980. Environmental studies of flooded opencuts. Biogeochem. Ancient and Modern Environ. Camberra. Pág. 637-649.

CARUCCIO, F.T.; GEIDEL, G. 1980. The geologic distribution of pyrite and calcareous material and its relationship to overburden sampling. BuMines Inform. Circ. V. IC-8863, pág. 2-12.

CARUCCIO, F.T.; GEIDEL, G. 1981. Estimating the minimum acid load that can be expected from a coal strip mine. 1981 Symp. Surf. Mining Hydrol., Sediment. Reclam. Univers. Kentucky. Pág. 117-122.

CARUCCIO, F.T.; GEIDEL, G. 1984. Induced alkaline recharge zones to mitigate acidic seeps. 1984 Symp. Surf. Mining Hydrol., Sediment. Reclam. Univers. Kentucky. Pág. 43-47.

CARUCCIO, F.T.; GEIDEL, G.; PELLETIER, A. 1980. The assessment of a stratum's capability to produce acid drainage. 1980 Symp. Surf. Mining Hydrol., Sediment. Reclam. Univers. Kentucky. Pág. 437-443.

CRAZE, B. 1980. Mine waste pollution control at Captains Flat, New South Wales. Biogeochem. Ancient and Modern Environ. Camberra. Pág. 705-711.

CUSTODIO, E. 1976. Resultados de las prospecciones para inyección profunda en la cuenca del río Llobregat. Hidrología. Madrid. V. 24/25, pág. 17-37.

DIAZ GONZALEZ, E. 1984. Contaminación salina en la cuenca del río Llobregat. VII Congr. Intern. Min. Metal. Barcelona. V. 8, pág. 59-75.

DIAZ E.; CUSTODIO, E.; GALOFRE, A. 1978. Influencia de la minería potásica catalana en la calidad del agua del río Llobregat (Barcelona). Congr. Intern. Agua Minería y Trabajos Subterráneos. Granada. V. 2, pág. 989-1.011.

ERICKSON, P.M.; HAMMACK, R.W.; KLEINMANN, R.L.P. 1985. Prediction of acid drainage potential in advance of mining. BuMines Inform. Circ. V. IC-9027, pág. 3-11.

ERICKSON, P.M.; KLEINMANN, R.L.P.; ONYSKO, S.J. 1985. Control of acid mine drainage by application of bactericidal materials. BuMines Inform. Circ. V. IC-9027, pág. 25-34.

EVANS, T.J.; CIESLIK, M.J. 1984. Impact on groundwater from closure of an underground zinc-lead mine in Southwest Illinois. Impact Mining Ground-Water. NWWA. Denver, Colorado. Pág. 129-144.

FAYAS JANER, J.A. 1972. Inyección profunda de vertidos residuales. Agua. Barcelona. No. 73, pág. 26-41.

FINKENWIRTH, A. 1967. Deep well disposal of waste brine in the Werra Potash Region. Mémoires A.I.H. Congress Hannover. V. VII, pág. 123-129.

FRIED, J.J. 1975. Pollution of the Rhine Aquifer by mining wastes. Ground Water Pollution. Elsevier, Amsterdam. Cap. 6, 14 pp.

GEIDEL, G.; CARUCCIO, F.T. 1982. Acid drainage response to surface limestone layers. 1982 Symp. Surf. Mining Hydrol., Sediment. Reclam. Univers. Kentucky. Pág. 403-406.

HENDERSON, R.M.; NORTON, P.J. 1984. A method of predicting the pollution potencial of surface mining backfill. Intern. Journ. Mine Water. IMWA. Madrid. V. 3, no. 1, pág. 41-55.

HERRMANN, A.G. Methodical investigations on the origin of brines in salt and potash mines. Fifth Intern. Symposium on Salt. Northern Ohio Geological Society, Ohio. Pág. 91-96.

HINKLE, K.R. 1984. Reclamation of toxic mine waste utilizing sewage sludge: Contrary Creek demonstration project, Addendum rep. Project summary. U.S.E.P.A. EPA. 600/s 2-84-016, 4 pp.

HOFFMAN, J. 1984. Geochemistry of acid mine drainage on the aquifers of Southwestern Wisconsin, and regulatory implications. Impact Mining Ground Water. NWWA. Denver, Colorado. Session IV. Pág. 145-162.

HOONANIAN, V.; SOMES, G. 1984. An approach to plugging abandoned wells example: Tar Creek Superfund Site, Oklahoma. Impact Mining Ground Water. NWWA. Denver, Colorado. Pág. 245-260.

INFRANGER, M.; HOOD, W.C. 1980. Positioning acid-producing overburden for minimal pollution. 1980 Symp. Surf., Mining Hydrol., Sediment. Reclam. Univers. Kentucky. Pág. 325-332.

JACKS, G. 1977. Conditions of leaching cadmium from mine tailings. Second Intern. Symp. Water-Rock Interactions. Strasbourg. I 213-I 218.

JOHANSEN, P.; MUNK JANSEN, M.; ASMUND, G. 1985. Heavy metal pollution from mining in Greenland. IMWA II Mine Water Congress. Granada. V. 2, pág. 685-693.

JOHNSON, A.M. 1985. A synergetic approach to control acid mine drainage: a Michigan case history. IMWA II Mine Water Congress. Granada. V. 2, pág. 695-708.

KIM, A.G.; HEISEY, B.S.; KLEINMANN, R.L.P.; DEUL, M. 1982. Acid mine drainage: control and abatement research. BuMines Inform. Circ. V. IC-8905, 22 pp.

KLEINMANN, R.L.P. 1980. Bactericidal control of acid problems in surface mines and coal refuse. 1980 Symp. Surf. Mining Hydrol., Sediment., Reclam. Univers. Kentucky. Pág. 333-337.

KLEINMANN, R.L.P. 1985. Treatment of acid mine water by metlands. BuMines Inform. Circ. V. IC-9027, pág. 48-52.

KLEINMANN, R.L.; CRERAR, D.A.; PACELLI, R.R. 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. Mining Engin. 6 pp.

KLEINMANN, L.P.; ERICKSON, P.M. 1983. Control of acid drainage from coal refuse using anionic surfactants. BuMines Report Invest. V. RI-8847, 16 pp.

KORTAS, G.; KOLANKO, M. 1984. Górotwór por Zatopienin Kolpani sali. in T. Koscinski w Wapnie. Ochrona Terenów Górniczych. V. 69/3.

KORTAS, G.; WILK, J. 1985. Surface protection problems in conditions of water hazard in diapir salt mines. IMWA II Mine Water Congress. Granada. V. 2, pág. 709-722.

KROTHER, N.C.; EDKINS, G.E.; SCHUBERT, J.P. 1980. Leaching of metal and trace elements from sulfide-bearing coal waste in Southwestern Illinois. 1980 Symp. Surf. Mining Hydrol., Sediment. Reclam. Univers. Kentucky. Pág. 455-463.

LADWIG, J. 1985. Hydrologic aspects of acid mine drainage control. BuMines Inform. Circ. V. IC-9027, pág. 12-18.

LADWIG, K.J.; ERICKSON, P.M.; KLEINMANN, R.L.P. 1985. Alkaline injection: an overview of recent work. BuMines Inform. Circ. V. IC-9027, pág. 35-40.



LADWIG, K.J.; ERICKSON, P.M.; KLEINMANN, R.L.P.; POSLUSZNY, E.T. 1984. Stratification in water quality in inundated anthracite mines, Eastern Pennsylvania. BuMines Report Invest. V. RI-8837, 35 pp.

LIBICKI, J. 1985. Planning and design of coal waste disposals in view of groundwater protection. IMWA II Mine Water Congress. Granada. V. 2, pág. 723-735.

MARTINEZ, J.D.; KUMAR, M.B. 1980. Thermal migration of formation waters in salt domes. Institute Environmental Studies. Louisiana State Univers. V. 61, pág. 1.177-1.178.

MELE, L.M.; PRODAN, P.F.; SCHUBERT, J.P. 1982. Characterization of run-off water from coal-waste disposal sites in Southwest Illinois. Intern. Journal Mine Water. IMWA. Granada. V. 1, no. 2, pág. 1-14.

MOTYKA, I.; GUNIA, W. 1978. Wasteless utilization of saline mine waters. Sixth Intern. Symp. Fresh Water from the Sea. Las Palmas. V. 1, pág. 123-124.

MOTYKA, I.; SKIBINSKI, L. 1982. Utilization of salt mine waters in the means of environmental protection. IMWA. I Mine Water Congress. Budapest. V. D, pág. 37-44.

NATIONAL COAL BOARD. 1984. Dalquharran project. NCR. Scottish area. Scien. Depart. 4 pp.

NORDSTROM, D.K.; BALL, J.W. 1985. Toxic element composition of acid mine waters from sulfide ore deposits. IMWA. II Mine Water Congress. Granada. V. 2, pág. 749-757.

NORDSTROM, D.K.; JENNE, E.A.; AVERET, R.C. 1977. Heavy metal discharges into Shasta Lake and Keswick Reservoirs on the Upper

Sacramento River, California. Open-file reports-water resources investigations. U.S. Geol. Survey. V. 76-49, 30 pp.

NORDSTROM, D.K.; POTTER, R.W. 1977. The interactions between acid mine waters and rhyolite. Second Intern. Symp. Water-Rock Interactions, Strasbourg. Pág. 15-26.

NORTON, P.J. 1983. Groundwater rebound effects on surface coal mining in the United Kingdom. Second Intern. Surface Mining Quarrying Symp. Bristol. Pág. 255-263.

PARIZEK, R.R. 1970. Prevention of coal mine drainage problems by well dewatering. Soc. Mining Eng. AIHE. Ann. Meeting. St. Louis, Missouri. Pág. 21-23.

PARIZEK, R.R.; TARR, E.G. 1972. Mine drainage pollution prevention and abatement using hydrogeological and geochemical systems. Pág. 56-81.

RALSTON, D.R.; WILLIAMS, R.E. 1985. Hydrogeologic aspects of the abandonment of underground lead-zinc mine. IMWA II Mine Water Congress. Granada. V. 2, pág. 777-788.

REED, S.M. 1984. Groundwater recovery problems associated with opencast mine bakfills. Annual reports 1984. Univ. Nottingham - Dept. Mining Engineering. Nottingham. 140 pp.

RILEY, J.A.; ERIKSON, D.L.; RALSTON, D.R.; WILLIAMS, R.E. 1984. The hydrogeology of an underground lead-zinc mine: Water flow and quality characteristics. Impact Mining Ground Water. NWWA. Denver, Colorado. Session IV, pág. 113-128.

SCHUBERT, J.P.; MILLER, R.M. 1982. Subsurface oxidation of pyritic

coal-cleaning wastes by chemoautotrophic bacteria. 1982 Symp. Surf. Mining Hydrol., Sediment. Reclam. Univers. Kentucky. Pág. 623-634.

SCHUBERT, J.P.; OLSEN, R.D.; ZELLMER, S.D. 1978. Monitoring the effects of coal refuse disposal and reclamation on water quality in Southwestern Illinois. Proceed. Joint Confer. Sensing Environ. Pollutants. V. 4, pág. 724-731.

SCHUBERT, J.P.; PRODAN, P.F. 1981. Ground water pollution resulting from disposal of pyritic coal wastes. Studies Environ. Science. Elsevier. Amsterdam. V. 17, pág. 319-327.

SERRANO PILLET, J.R. 1985. Captación y descontaminación de las aguas pluviales en una explotación a cielo abierto de minerales de uranio. IMWA II Mine Water Congress. Granada. V. 2, pág. 789-801.

SHEIBACH, R.B.; WILLIAMS, R.E.; GENES, B.R. 1982. Controlling acid mine drainage from the Picher Mining District, Oklahoma, USA. Intern. Journ. Mine Water. IMWA. Granada. V. 1, no. 1, pág. 45-52.

SINGH, G.; RAWAT, N.S. 1985. Removal of trace elements from acid mine drainage. Intern. Journ. Mine Water. IMWA. Granada. V. 4, no. 1, pág. 17-23.

SOBEK, A.A.; SCHELLHORN, M.A.; RASTOGI, V. 1985. Use of controlled release bactericides for reclamation and abatement of acid mine drainage. IMWA II Mine Water Congress. Granada. V. 2, pág. 817-827.

TREXLER, B.D., Jr. 1975. The hidrogeology of acid mine production in a lead-zinc mine. Univers. Idaho. Ph. D. Dissertation, 164 pp.

TURALA, H.; WYSOCKI, W. 1979. Surface mining of lignite with belt

conveyors and its environmental advantages. Second U.S. - Polish Symp. EPA. Pág. 83-102.

WATZLAF, G.R. 1985. Comparative test to remove manganese from acid mine drainage. BuMines Inform. Circ. V. IC-9027, pág. 41-47.

WILLIAMSON, T. 1985. Ferruginous discharges in Eastern Scotland. Forth River Purification Board. Scotland. 7 pp.