



Curso de Minería y Medio Ambiente

Pablo Higueras & Roberto Oyarzun

INDICE

- 1.- INTRODUCCIÓN: EL IMPACTO AMBIENTAL DE LA MINERÍA
- 2.- MINERÍA Y ATMÓSFERA
- 3.- MINERÍA E HIDROSFERA
- 4.- MINERÍA Y SUELO (I). CARACTERES GENERALES DE LOS SUELOS
- 5.- MINERÍA Y SUELO (II). LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO
- 6.- MINERÍA Y SUELO (III). ANÁLISIS DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO. GEOQUÍMICA AMBIENTAL
- 7.- MINERÍA Y BIOTA
- 8.- RESTAURACIÓN Y REMEDIACIÓN I: EL TERRENO
- 9.- RESTAURACIÓN Y REMEDIACIÓN II: AGUAS
- 10.- RESTAURACIÓN Y REMEDIACIÓN III: SUELOS Y AGUAS SUBTERRÁNEAS
- 11.- EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL
- 12.- LEGISLACIÓN AMBIENTAL MINERA

1.- Introducción: El impacto ambiental de la minería

[Clasificación de los impactos ambientales](#)

[El impacto ambiental: evaluación](#)

[Bibliografía](#)

1.- Introducción: El impacto ambiental de la minería

La actividad minera, como la mayor parte de las actividades que el hombre realiza para su subsistencia, crea alteraciones en el medio natural, desde las más imperceptibles hasta las representan claros impactos sobre el medio en que se desarrollan.

Esto nos lleva a definir el concepto de **impacto ambiental** de una actividad: la diferencia existente en el medio natural entre el momento en que la actividad comienza, el momento en que la actividad se desarrolla, y, sobre todo, el momento en que cesa.

Estas cuestiones, que hace algunos años no se percibían como un factor de riesgo para el futuro de la humanidad, hoy se contemplan con gran preocupación, que no siempre está justificada, pues el hombre viene alterando el medio desde que ha sido capaz de ello, pero ciertamente los abusos cometidos en este campo han hecho que crezca la conciencia de la necesidad de regular estos impactos. De cualquier manera, también debe quedar claro que el hombre necesita los recursos mineros hoy, y los necesitará en el futuro. Otro punto a destacar es que la actividad minera es infinitamente menos impactante que otras actividades industriales, como el desarrollo de obras civiles (impacto visual, modificación del medio original) y la agricultura (uso masivo de productos químicos: pesticidas, fertilizantes).

Así, en el momento actual existen normativas muy estrictas sobre el impacto que puede producir una explotación minera, que incluyen una reglamentación de la composición de los vertidos líquidos, de las emisiones de polvo, de ruidos, de restitución del paisaje, etc., que ciertamente a menudo resultan muy problemáticos de cumplir por el alto costo económico que representan, pero que indudablemente han de ser asumidos para llevar a cabo la explotación.

Por otra parte, hay que tener en cuenta que la actividad minera no solo produce un impacto ambiental, es decir, sobre el medio ambiente. También produce lo que se denomina Impacto Socioeconómico, es decir, una alteración sobre los modos de vida y la economía de la región en la que se implanta, que pueden ser en unos casos positivos y en otros, negativos.

Clasificación de los impactos ambientales

El impacto que produce la minería desde el punto de vista ambiental se puede clasificar de muy diversas formas:

- Según sea un impacto directo, o indirecto sobre el medio.
- Según sea a corto o a largo plazo
- Según sea reversible o irreversible (a escala humana)
- Según sea local o externo
- Evitable o inevitable

Por otra parte, en función de los aspectos del medio que modifican, pueden ser:

- Acciones que modifican el uso del suelo
- Acciones que implican la emisión de contaminantes (sólidos, líquidos, gases y otros: ruidos, onda aérea)
- Acciones que implican sobreexplotación de recursos (agua)
- Acciones que implican la modificación del paisaje (casi todos)
- Acciones que repercuten en las infraestructuras
- Acciones que modifican el entorno social, económico y cultural (**impacto socioeconómico**).

También, en función del momento en que se producen, podemos considerar el impacto durante la fase de instalación, durante la fase de explotación propiamente dicha, y el impacto durante la fase de abandono o cese de la explotación.

El impacto ambiental: evaluación

A la vista de las consideraciones anteriores, el impacto ambiental de una actividad minera es la diferencia entre la situación del medio ambiente antes de llevar a cabo la actividad, y durante o tras la actividad minera. La evaluación de este impacto es la cuantificación de estas diferencias, mediante la realización de un estudio multidisciplinar que pretenderá identificar, predecir y prevenir las consecuencias o efectos sobre el medio ambiente de la actividad minera.

Una cuestión interesante es que el estudio de impacto se puede considerar como una comparación entre la situación real de la zona estudiada, y la situación teórica de esta zona si no estuviera afectada por la actuación minera.

Los **objetivos** del estudio de impacto ambiental serían los siguientes:

1. Evitar posible errores y deterioros ambientales originados durante el proceso extractivo, cuya corrección posterior podría tener un alto coste, tanto desde en punto de vista privado (costes transferibles a las empresas) como desde el punto de vista social (costes transferibles a la sociedad).
2. Disponer de datos que permitan introducir en las decisiones empresariales los efectos de los proyectos de desarrollo en el medio natural y social, siempre difíciles de cuantificar y evaluar.
3. Presentar una información integrada sobre los impactos de nuestra actividad sobre el medio ambiente.
4. Integrar a los diversos organismos públicos y privados que tienen algún grado de responsabilidad sobre las decisiones que afectan al medio ambiente.

En definitiva, el principal objetivo de este tipo de estudios es el de indicar los elementos y características medioambientales susceptibles de ser afectados por la explotación minera, sobre los que se establecerán las recomendaciones de acciones correctoras, temporales o permanentes, y la definición de los criterios generales y específicos de restauración (*land reclamation*) y recuperación de terrenos o de otros usos alternativos de rehabilitación.

Para la determinación práctica de este impacto ambiental se elaboran una serie de matrices de impacto, que constituyen la herramienta básica del estudio,

pues recogen toda la información referida a las distintas posibilidades de afectación al medio y su grado estimado. En el [Tema 11](#) se recoge con mayor detalle la metodología a seguir en este tipo de estudios.

Siempre es de gran interés delimitar, dentro del ámbito general de la explotación, las distintas acciones que producen impacto (**acciones impactantes**: excavaciones, voladuras, emisión de gases y efluentes líquidos, creación de vías de transporte, etc.), así como establecer sobre qué aspectos concretos del medio se produce cada impacto (**factores impactados**: vegetación, fauna, paisaje).

Bibliografía

ANDREWS, J.E.; BRIMBLECOMBE, P.; JICKELLS, T.D.; LISS, P.S.: *An Introduction to environmental chemistry* (Blackwell Science).

ANGUITA: *Procesos Geológicos externos y Geología Ambiental* (Madrid, Ed. Rueda).

GALDAMES ORTIZ, D. (2000). Ingeniería Ambiental & Medio Ambiente. <http://www.fortunecity.es/expertos/profesor/171/medioambiente.html>

GOMEZ OREA, D. (1999). Evaluación de impacto ambiental. Un instrumento preventivo para la gestión ambiental. Ed. Agrícola Española, Madrid.

INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA (1996). Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería. Ed. Servicio de Publicaciones del ITGE, Ministerio de Industria y Energía, Madrid.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (1996). Guía para la elaboración de estudios del medio físico. Contenido y metodología. Centro de Publicaciones de la Secretaría General del Medio Ambiente, Madrid.

RUZA TARJO: *Tratado del Medio Ambiente* (Madrid, Ed Lafer).

2.- Minería y atmósfera

Físico-química de la atmósfera

Composición de la atmósfera

Alteraciones locales de la composición

Atmósfera y salud humana

Gases

Sales

Partículas

Emisiones mineras a la atmósfera

Partículas sólidas

Gases

Aerosoles

Ruido

Onda aérea

Control de la contaminación atmosférica

Bibliografía

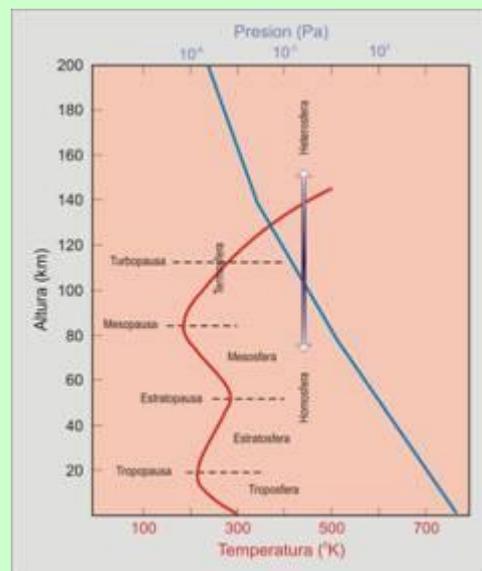
2.- Minería y atmósfera

La minería produce efectos en distintos aspectos del medio ambiente, entre ellos los concernientes a la atmósfera. Estos efectos no son tan importantes en términos volumétricos como los que producen otros procesos industriales, o incluso el tráfico, o la actividad urbana, pero indudablemente, la minería puede generar problemas de consideración. Por ello, vamos a estudiar la estructura y composición de la atmósfera, la

relación existente entre calidad de la atmósfera y salud, y las emisiones que la minería produce, sus condicionantes, y las posibles vías de atenuación.

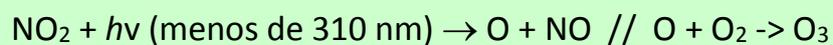
Físico-química de la atmósfera

La atmósfera terrestre es una de las capas (o geosferas) que componen el planeta, en concreto la que recubre la parte sólida (litosfera) y líquida (hidrosfera) del mismo. En la atmósfera se pueden diferenciar una serie de capas concéntricas. Existen varios puntos de vista referentes a la división en capas de la atmósfera, y por lo mismo, distintas denominaciones. La más conocida es la distribución según la temperatura, en troposfera, estratosfera, mesosfera y termosfera (ver [figura](#)). Se supone además una exosfera de transición al espacio exterior, aunque aquí solo trataremos las capas antes indicadas.



La Troposfera constituye la primera capa de la atmósfera, y se encuentra en contacto con la superficie de la Tierra. Alcanza en los trópicos una altura de 16 a 17 km, mientras que sólo llega a 8 km en los polos. Esto se debe a que la temperatura contrae o dilata la masa de aire. En los niveles inferiores de la troposfera se producen los fenómenos atmosféricos, y se halla un 80% del agua de la atmósfera, la que puede estar en forma de vapor hasta aproximadamente los 14 km. de altura. En los polos descienden grandes cantidades de aire frío, mientras que en el ecuador se elevan enormes masas de aire caliente y húmedo. Estas masas de aire y de vapor se mueven a grandes velocidades, entre temperaturas extremas de 40°C y -75°C.

La Estratosfera alcanza hasta 50 km. En su región inferior la temperatura es estable entre los -50°C y los -60°C . La humedad del aire y la velocidad del viento disminuyen bastante rápidamente a partir de la tropopausa. Por esta razón, la estratosfera está prácticamente libre de nubes. La estratosfera tiene gran importancia en la vida terrestre, porque en su zona superior se forma el ozono, combinación molecular de tres átomos de oxígeno (O_3). La radiación ultravioleta del Sol induce la formación de ozono, y en este proceso se debilita tanto que alcanza la Tierra en cantidades inocuas para la vida. La formación de esta molécula triatómica de oxígeno responde a la siguiente reacción:



donde $h\nu$ = energía fotoeléctrica

La Mesosfera constituye la siguiente capa, que alcanza hasta unos 80 km. En esta región la temperatura disminuye a -80°C , y con ello alcanza su punto más bajo, aunque en la termosfera, vuelve a ascender rápidamente. La mesosfera es la región de las nubes nocturnas luminosas. Se parecen a los cirros, pero a veces pueden aparecer azuladas o rojizas. Posiblemente estas nubes están formadas de polvo, arrojado a grandes alturas por violentas erupciones volcánicas. Por ejemplo, después de la erupción del Krakatoa, en 1883, pudieron verse relucientes nubes nocturnas durante varios meses. Según la teoría cinética de los gases, las moléculas de un gas flotan en el espacio en movimiento irregular. Chocan entre sí, rebotan con elasticidad unas contra otras y alteran entonces su dirección y velocidad. Estos choques generan energía en forma de calor.

La Termosfera o ionosfera. En la capa superior, que se extiende hasta los 300 o incluso 400 km de altura, se alcanzan temperaturas de 1.000 a 2.000°C . Este calor espacial debe atribuirse sobre todo a la radiación ultravioleta, que produce en esta zona la disociación de las moléculas gaseosas y la carga eléctrica de sus partículas ionizadas. La densidad de los gases es tan pequeña que el calor generado es incapaz de transmitirse, por lo que un astronauta se helaría en esta atmósfera “caliente”. Por lo tanto, y de acuerdo con los conceptos terrestres, la temperatura de la termosfera es un fenómeno físico para cuya explicación no es del todo suficiente la teoría cinética de los gases.

Una parte de las radiaciones del Sol que llegan a la atmósfera son absorbidas, mientras que otra parte son reflejadas. La Tierra, a su vez, emite radiaciones de manera similar a un cuerpo negro en función de la temperatura. La presencia de la atmósfera impide que se den grandes variaciones de temperatura. Este efecto amortiguador se denomina efecto invernadero. Se le da este nombre porque realiza un trabajo semejante al de los invernaderos, cuyos cristales son altamente transparentes a las radiaciones solares, y muy opacos a las de la banda térmica de la Tierra (permiten la entrada, pero se oponen a la salida). La variación de la concentración de vapor de agua en las horas de sol actúa energicamente sobre este efecto invernadero, más que todas las emisiones de anhídrido carbónico que produce la actividad industrial. Las plantas del planeta también emiten anhídrido carbónico por la noche; sin embargo, durante el día la fotosíntesis hace que la emisión de oxígeno (al consumir anhídrido carbónico) compense la nocturna y dé vida a nuestro planeta. Las plantas acumulan CO₂ durante su crecimiento en forma de celulosa y azúcares fundamentalmente. Sin embargo cuando mueren y se convierten en biomasa, liberan el carbono que han almacenado. En otras palabras, si la planta no es enterrada rápidamente (procesos sedimentarios), el carbono presente en las formas orgánicas reducidas (CH_n) se oxidará, retornando a la atmósfera como CO₂, por ejemplo:



Composición de la atmósfera

La atmósfera en sentido estricto, es decir, la capa de aire retenida por la fuerza de atracción de la tierra y que toma parte en su rotación, es una mezcla de diferentes gases: 78,09% de nitrógeno, 20,95% de oxígeno, 0,93% de argón, 0,30% de vapor de agua, 350 ppm (0.035%) de CO₂ y trazas de otros gases, sobre todo de los denominados nobles, y otros procedentes de la contaminación del hombre y la actividad geológica, tales como el SO₂, que es generado tanto por la actividad industrial como por las erupciones volcánicas.

No se sabe con certeza cómo se formó la atmósfera. Sin duda, no procede del exterior, sino que debió de haberse originado a partir de los propios medios del planeta. Al solidificarse la corteza terrestre, considerables cantidades de gases se concentraron probablemente sobre ella. Otras cantidades surgieron de las capas inferiores de la Tierra (manto) por la acción de la actividad volcánica.

Cabe destacar que sin las plantas, el oxígeno del aire desaparecería con el tiempo, quedando fijado en la corteza terrestre en la forma de óxidos diversos (p.ej., Fe₂O₃). Hasta una altura de unos 120 Km. no se altera esencialmente la composición de la mezcla de gases que existe cerca de la superficie, por tener lugar continuos procesos de equilibrio. Lo único que disminuye con la altura es la densidad de los gases, aunque a alturas superiores a los 120 Km. tiene lugar la difusión gaseosa.

Gas	Fórmula	%Volumen	Función ambiental
Componentes permanentes			
Nitrógeno	N ₂	78,09	Inerte como N ₂ . Indispensable para la vida como N
Oxígeno	O ₂	20,95	Indispensable para la vida. Químicamente activo
Hidrógeno	H ₂	5,0 x 10 ⁻⁵	Importante en la química atmosférica
Argon	Ar	0,93	Inerte
Neon	Ne	1,8 x 10 ⁻³	Inerte
Helio	He	5,2 x 10 ⁻⁴	Inerte. Escapa de la corteza terrestre
Cripton	Kr	1,0 x 10 ⁻⁴	Inerte
Xenon	Xn	8,0 x 10 ⁻⁶	Inerte
Radon	Rn	6,0 x 10 ⁻¹⁸	Radioactivo. Variable con la altitud y el tiempo porque se desintegra
Componentes variables			
Dióxido de carbono	CO ₂	3,5 x 10 ⁻²	Indispensable para la vida, ópticamente activo
Ozono	O ₃	4,0 x 10 ⁻⁶	Tóxico, óptica y químicamente activo
Vapor de agua	H ₂ O	0-4	Indispensable para la vida, ópticamente activo
Metano	CH ₄	<2,0 x 10 ⁻³	Ópticamente activo
Dióxido de azufre	SO ₂	< 10 ⁻⁴	Tóxico
Dióxido de nitrógeno	NO ₂	<2 x 10 ⁻⁶	Químicamente activo

Amoniaco	NH ₃	<10 ⁻⁶	
Monóxido de carbono	CO	<10 ⁻⁶	Muy tóxico

Tabla 1.- Composición del aire atmosférico

Alteraciones locales de la composición

Los datos hasta ahora aportados se refieren a la composición normal de la atmósfera, que en teoría son muy constantes, puesto que la dinámica atmosférica tiende a contrarrestar de forma constante las diferencias locales que puedan producirse. No obstante, hay determinados mecanismos que pueden favorecer la formación de núcleos más o menos extensos de contaminación. Los más importantes están relacionados con lo que ocurre en las capas superiores sobre las ciudades, lo que contribuye a enrarecer aún más la atmósfera urbana. Dos son los principales mecanismos que favorecen estas concentraciones de contaminación: la inversión térmica y la isla de calor.

El fenómeno de **inversión térmica** se presenta cuando en las noches despejadas el suelo ha perdido calor por radiación, y las capas de aire cercanas a él se enfrían más rápidamente que las capas superiores, lo cual genera un gradiente positivo de temperatura con la altitud. Esto constituye un fenómeno contrario al que se presenta normalmente, donde la temperatura disminuye con la altitud (figura 1a). Esto provoca que la capa de aire caliente quede atrapada entre las dos capas de aire frío sin poder circular (figura 1b). La presencia de una capa de aire frío cerca del suelo le da gran estabilidad a la atmósfera porque así prácticamente no se produce convección térmica, ni fenómenos de transporte y difusión de gases. Esto hace que disminuya la velocidad de mezclado vertical entre la región que hay entre las dos capas frías de aire. La inversión térmica se presenta normalmente en las mañanas frías sobre los valles de escasa circulación de aire (por ejemplo: Santiago de Chile). También se presenta este fenómeno en las cuencas cercanas a las laderas de las montañas en noches frías (por ejemplo: Madrid y Santiago de Chile), debido a que el aire frío de las laderas desplaza al aire caliente de la cuenca provocando el gradiente positivo de temperatura. Generalmente, la inversión térmica se termina (rompe) cuando se calienta el suelo y vuelve a emitir calor, lo cual restablece la circulación normal en la atmósfera.

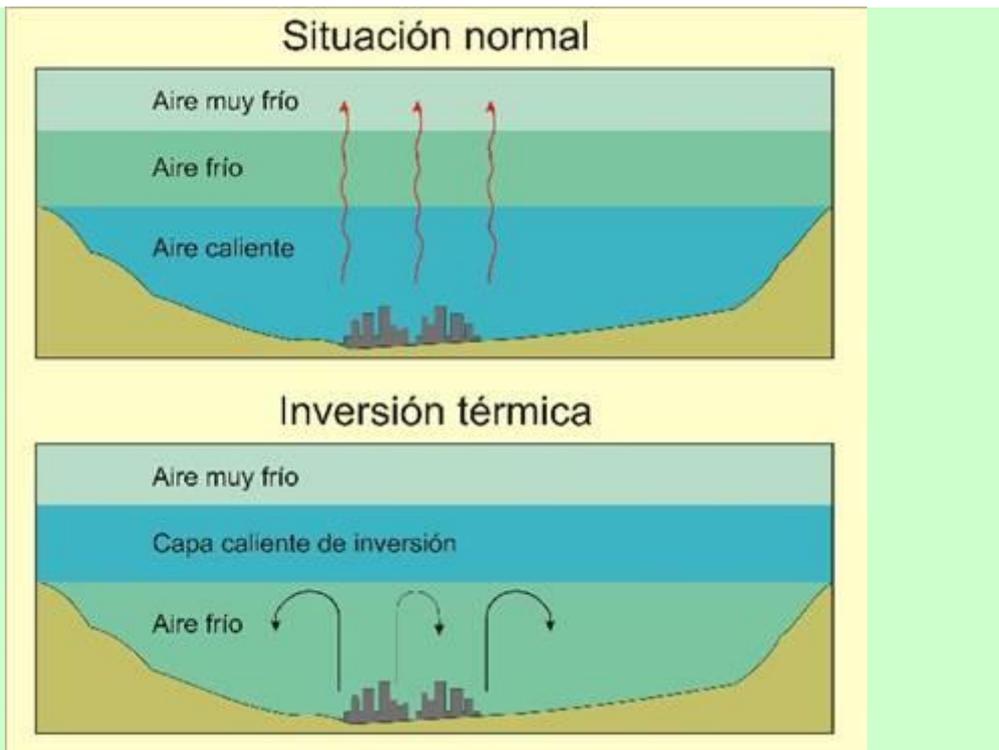


Figura 1.- Efecto de la inversión térmica

El problema se presenta cuando se emiten contaminantes al aire en condiciones de inversión térmica, ya que éstos se acumulan localmente debido a que los fenómenos de transporte y difusión ocurren de forma demasiado lenta, comprimiendo la capa de aire frío a la capa inferior con los contaminantes contra el suelo, con lo cual la concentración de los gases tóxicos puede llegar a alcanzar valores hasta 14 veces por encima de los normales (figura 2).



Figura 2.- Efecto contaminante de la inversión térmica

Condiciones de inversión térmica de larga duración con contaminantes de dióxido de azufre y partículas de hollín causaron la muerte de miles de personas en Londres (1952) y en el Valle de Ruhr (1962).

El efecto de **isla de calor** es específico del ambiente urbano: El pavimento, la ausencia de aire en movimiento, y la gran cantidad de construcciones, provocan una concentración de calor superior al registrado en las áreas rurales que rodean la ciudad. A su vez, el calor recibido durante el día es retenido durante la noche por un espacio de tiempo mayor en el área urbana que en la rural, lo que da origen a un ciclo cerrado de circulación del aire que favorece la concentración de los contaminantes (figura 3).

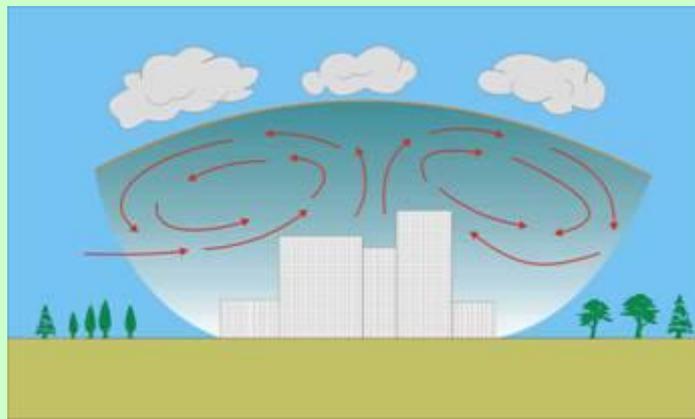


Figura 3.- Efecto de isla de calor

El efecto final, en ambos casos, es la concentración de contaminantes en sobre las ciudades, efecto especialmente notable sobre las de mayores dimensiones, con importante actividad industrial, y rodeadas de áreas montañosas, por ejemplo, Santiago de Chile.



Un ejemplo real del efecto de inversión térmica sobre una ciudad

Atmósfera y salud humana

Aunque pueda parecer obvio, el aspecto más importante de la atmósfera, es que ésta es vital para la respiración de los seres vivos. Como consecuencia de esta situación, una baja calidad de la atmósfera, es decir, el hecho de que su composición se aparte de determinados estándares, puede provocar enfermedades o incluso la muerte. Ahora bien, la pregunta importante es: ¿cuales son los factores primordiales que pueden afectar a la salud?

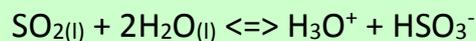
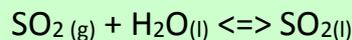
Gases

La dispersión de gases distintos a los habituales en la atmósfera es un factor muy importante a considerar. Esos gases contaminantes pueden ser de dos tipos: gases contaminantes “primarios”, es decir, que se emiten de esa forma a la atmósfera, y gases contaminantes “secundarios”, que se forman a partir de reacciones que implican a los primarios. Los más importantes, sus orígenes y efectos son:

CO₂: Es un gas común en la atmósfera, pero su excesiva abundancia puede ser letal, por bloquear las funciones respiratorias, induciendo la muerte por asfixia. Esto último puede producirse localmente por acumulación de CO₂ en lugares cerrados, sobre todo si hay algún foco local: combustión. También la actividad volcánica suele producir la emisión de enormes volúmenes de este gas, en forma de emanaciones que pueden llegar a ser letales (caso del [Lago Nyos](#), en Camerún). Otro efecto importante de este gas es el temido “efecto invernadero”, debido a su acumulación en la atmósfera a gran escala, produciendo un “oscurecimiento” de la capa atmosférica que permite la entrada de la radiación solar, pero no la salida del calor emitido por el terreno como consecuencia de esta irradiación. Con respecto a su origen **antropogénico**, se emite como consecuencia todos los procesos que implican combustión: a gran escala, en la obtención de energía eléctrica a partir de combustibles fósiles, y en los vehículos de transporte. En el ámbito minero, afecta tanto a las explotaciones de carbón, como a la utilización de maquinaria pesada con gran consumo de combustibles derivados del petróleo, principalmente diesel en este caso.

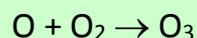
CO: Es un gas muy poco común en la atmósfera natural, y que se forma como consecuencia de combustiones incompletas, en atmósferas cerradas empobrecidas en oxígeno. Es mucho más letal que el dióxido de carbono. Una concentración de 0,25-0,50% de CO en el aire deja sentir sus efectos tóxicos.

SO_x: Reciben esta denominación genérica los distintos compuestos resultado de la combustión de compuestos sulfurados: SO, SO₂, SO₃, Son muy comunes como producto de la combustión de combustibles fósiles, y de la metalurgia de sulfuros por calcinación (pirometalurgia). Su principal problema es que reaccionan con el agua, incluso con el vapor de agua atmosférico, para dar origen a ácido sulfúrico, en áreas con gran actividad industrial o con tráfico muy denso. La lluvia ácida es el más espectacular de los fenómenos asociados a este proceso. La otra fuente importante de óxidos de azufre es la actividad volcánica. En concreto, la lluvia ácida es una consecuencia de la reacción entre este tipo de contaminantes y el agua de lluvia, a través de las siguientes reacciones, formadoras de aniones ácidos:



NO_x: Al igual que los anteriores, se trata de distintos compuestos de nitrógeno originados durante procesos de combustión. Su presencia en la atmósfera representa un problema porque favorece la formación de otros importantes contaminantes, como el ozono o los aldehídos.

Ozono: El oxígeno triatómico se forma en la atmósfera como consecuencia de diversos procesos, bajo la acción de la energía fotoeléctrica; p.ej.:



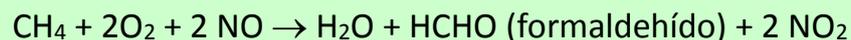
(*hν*: energía fotoeléctrica)

En concreto, se requiere siempre radiación ultravioleta de longitud de onda menor de 242 nm, para descomponer la molécula diatómica de

oxígeno, base de la formación de este gas. Se forma en grandes cantidades cuando tenemos una radiación ultravioleta considerable, y una alta concentración de nitrógeno, como la que puede llegar a darse sobre las ciudades como consecuencia de los fenómenos de contaminación urbana (no confundir con el ozono de las capas altas de la atmósfera). Se trata, por tanto de un contaminante secundario, cuyo efecto es oxidante, y por tanto, bastante agresivo con muchos seres vivos a partir de determinadas concentraciones.

Hidrocarburos: se forman como consecuencia de la combustión incompleta de gasolinas, y algunos tienen demostrados efectos cancerígenos: benceno, butadieno.

Aldehídos: Son también contaminantes secundarios, originados a partir de los hidrocarburos formados en la combustión de gasolinas; p.ej.:



Son moléculas irritantes, especialmente para los ojos.

Sales

La presencia de sales en la atmósfera ha de estar ligada, inevitablemente, a la presencia de abundante agua, en forma de aerosoles. En concreto, las más comunes son las sales de origen marino, en el aire cargado de gotitas de agua relacionado con la acción del oleaje.

En el caso de la minería, es también relativamente frecuente la formación de aerosoles, ya sea como consecuencia de regado de pistas, o como consecuencia de voladuras en áreas no secas (muy poco común), o como consecuencia de riegos durante procesos de hidrometalurgia. Este último caso puede llegar a ser bastante problemático, pues durante estos procesos se emplean compuestos de alta toxicidad, como el cianuro de sodio (NaCN) en la pilas de lixiviación aurífera, o el ácido sulfúrico (H₂SO₄), para la lixiviación en pila de oxidados y sulfuros de cobre.

Partículas

Las partículas que llegan a la atmósfera constituyen lo que denominamos vulgarmente polvo en suspensión. Su efecto principal es el de oscurecimiento de la atmósfera, pero tiene o puede tener, en función de

distintos parámetros, efectos notables sobre la salud de los que lo inhalan. Hay dos cuestiones especialmente relevante en este sentido: la granulometría de las partículas, y su composición. En lo que se refiere a la **granulometría**, las partículas de polvo pueden tener tamaños muy variables, en función de la energía que las sustenta. Esta energía puede ser un fuerte viento, o la fuerza de una erupción volcánica, o una voladura de rocas. En cualquier caso, las partículas de tamaños menores se mantienen sistemáticamente durante periodos de tiempo más largos que las mayores. Las más pequeñas tienen mayores “tiempos de residencia” en la atmósfera, aunque todas tienden a sedimentarse en cuanto la energía de sustentación disminuye lo suficiente o cesa. En concreto, las de tamaño inferior a $2.5 \mu\text{m}$ presentan los mayores tiempos de residencia, con diferencia respecto a las de mayor tamaño. Esto hace que a menudo se estudie la distribución de estas partículas, que pueden tener procedencias remotas. Otra cuestión, que afecta especialmente a la salud, es que las partículas de tamaño inferior a $10 \mu\text{m}$ son capaces de alcanzar las zonas más profundas del sistema respiratorio (pulmones), mientras que las de tamaño mayor suelen quedar retenidas en el tracto respiratorio. Las menores, por tanto son susceptibles de causar mayores daños orgánicos. Por otra parte, las partículas de estos tamaños menores se suelen originar casi exclusivamente por efecto de procesos de combustión, por lo que suelen ser partículas asociadas a contaminación industrial o urbana.

Las partículas de tamaños mayores tienen a depositarse con mayor facilidad, y se denominan **partículas sedimentables**. El principal problema que plantean es de suciedad, que puede combinarse con otros fenómenos, como puede ser su alteración en contacto con el agua, generando compuestos de mayor o menor toxicidad ambiental.

La cuestión **composicional** tiene también una gran importancia, puesto que algunas partículas pueden producir efectos muy nocivos. Determinados asbestos pueden producir [asbestosis](#) y la sílice, [silicosis](#). En otros casos, contienen metales pesados susceptibles de producir enfermedades concretas: el plomo (a través de combustión de gasolinas) produce [saturnismo](#), el mercurio produce [hidrargirismo](#), etc.

Emisiones mineras a la atmósfera

La minería produce una serie de emisiones a la atmósfera, en diferentes formas, tanto sólidas (polvo, fundamentalmente durante las voladuras, pero también durante la carga y el transporte), gases (pirometalurgia, escapes

de vehículos, gases liberados durante algunos procesos concretos), ruidos (voladuras, maquinaria, lanza térmica), y onda aérea.

Emisiones sólidas

El polvo emitido por la minería tiene su origen en la disgregación de las rocas durante su preparación, o en el levantamiento de partículas de los caminos durante los procesos de transporte (camiones pesados).

En el primer caso, el origen del polvo a su vez puede ser variado:

- Puede ser producido durante una voladura. A su vez, si procede de minería subterránea, se emitirá a la atmósfera a partir de uno o varios puntos definidos: las chimeneas de ventilación y los pozos de circulación de aire. Si procede de explotaciones a cielo abierto, provendrá de todo un frente de explotación, más o menos extenso (decenas de metros de longitud). En cualquier caso, es prácticamente imposible evitar su emisión, puesto que afectará, por principio básico, a roca seca, sin posibilidad de un humedecimiento rápido que evite la dispersión. Solo en la minería subterránea podría evitarse su salida, mediante filtros en los puntos de salida. Desafortunadamente tales filtros tienden a ser evitados para favorecer la rapidez de la limpieza del polvo generado en el interior de la mina durante la voladura. La composición de este polvo será la misma que la de la roca volada, con lo que a menudo se tratará de roca con componentes minerales “problemáticos”, conteniendo minerales oxidables, con metales pesados, etc.
- Puede ser el polvo generado durante el proceso de carga. En este caso puede ser más sencillo su retención, simplemente mediante el regado de los frentes de carga durante el proceso. La composición es la misma que en el caso anterior, es decir, la correspondiente a la de la mineralización y/o su roca de caja.
- Otra posibilidad corresponde al polvo generado durante el proceso de transporte, en su doble vertiente de polvo que pueda escaparse del elemento de transporte (camión o cinta transportadora, fundamentalmente) y polvo levantado por el medio de transporte (solo en el caso de los camiones). En el caso de los camiones, se

produce una mezcla entre partículas procedentes del yacimiento y las procedentes de la pista, aunque en ambos casos es relativamente sencillo evitar parcialmente el problema, cubriendo adecuadamente la caja del camión (problemático en los de mayores dimensiones), o regando la carga, así como mediante el riego continuo de la pista de rodadura. En el caso de las cintas, hay que trabajar también con material humedecido, o recurrir a instalaciones de mayor coste, cerradas para evitar los escapes de polvo ([ENCASUR, carretera de Córdoba-Puertollano](#)).

- Otra fuente muy importante de polvo son los procesos de molienda. Aquí es fundamental disponer de una instalación adecuada que evite en lo posible los escapes de polvo, puesto que no suele ser posible trabajar con material húmedo, al menos en las instalaciones convencionales.

Gases

Las emisiones mineras de gases a la atmósfera pueden ser de varios tipos:

- Gases de combustión de la maquinaria implicada en el proceso minero. Son los gases habituales ligados a la combustión de hidrocarburos: gasolinas, diesel, pero que al implicar a maquinaria pesada, suelen ser de gran volumen. En algunos casos, se minimiza a través de la utilización de grandes equipos eléctricos, con el inconveniente de su menor autonomía (dúmpers tipo trolebús, palas eléctricas, LHDs). En otros casos, el problema se puede minimizar a través de un mantenimiento adecuado de los motores, para disminuir en lo posible las emisiones.
- Gases liberados durante el proceso de extracción. Los más comunes son los que se liberan en la explotación del carbón, fundamentalmente CO₂ y CO y el famoso **grisú**, mezcla altamente explosiva de metano y aire. También entran en esta categoría los gases contenidos en las aguas que se explotan para la obtención de energía geotérmica, aunque puede haber otros, correspondientes a gases contenidos en determinadas

mineralizaciones, siempre en cantidades poco significativas, por lo general.

- Gases implicados en las voladuras. Son consecuencia de la deflagración del explosivo, aunque su volumen no suele ser tan importante como para producir efectos de consideración.
- Gases implicados en procesos directamente relacionados con la actividad minera: combustión de carbón (CO_x , NO_x , SO_x), pirometalurgia (SO_2).

Aerosoles

Como ya se ha indicado, la formación de aerosoles cargados en compuestos que puedan representar un riesgo ambiental puede darse durante la explotación, pero sobre todo, durante procesos de hidrometalurgia. Estos procesos implican el riesgo por aspersión de pilas de mineral con compuestos a menudo de alta toxicidad (sulfúrico para la extracción de algunos elementos, como el cobre; cianuro para la extracción del oro), con lo cual la presencia de viento puede favorecer la dispersión de estos aerosoles a grandes distancias. Actualmente se empieza a emplear sistemas de riego que eviten este fenómeno: sistemas tipo “gota a gota”, a través de conducciones internas de la pila de lixiviación, más que mediante riego por aspersión.

Ruido

El ruido es otra forma de contaminación: la contaminación acústica. Los efectos que puede llegar a producir son los siguientes:

a) Efectos sobre las personas:

- Fisiológicos, como la sordera que se produce en personas sometidas a fuertes niveles de ruido durante tiempos prolongados.
- Psicológicos, provocados por la interferencia sobre las comunicaciones y el descanso.
- Empeoramiento de las condiciones de trabajo, con el consiguiente aumento del riesgo de accidentes y disminución del rendimiento.

- Efectos subjetivos, provocados por la molestia que produce estar sometido a ruidos.
- Sobre la salud: el ruido puede provocar desorganización visual, taquicardias, e incluso puede afectar a los procesos digestivos.

b) Efectos sobre la fauna:

- Sobresaltos y movimientos bruscos provocados por ruidos intensos y puntuales.
- Alteración de las costumbres de apareamiento (ruidos durante la época del celo)
- Abandono de nidos durante la cría por parte de los progenitores.

La minería contribuye a este tipo de contaminación mediante diversos mecanismos:

- Voladuras. Las explosiones implicadas en éstas producen un ruido de intensidad muy alta, aunque de escasa duración, que solamente puede ser evitado como molestia a las personas localizando las poblaciones a distancia suficiente de las explotaciones mineras, lo cual a veces no es posible. Dado el “valor localizado” de la minería: “el yacimiento está donde está y punto”, la situación inversa (traslado de la mina) no es posible.
- Tráfico pesado. Los vehículos implicados en la minería a cielo abierto producen ruidos continuos de cierta intensidad, que es necesario atenuar mediante medidas de protección individuales para los trabajadores en proximidad inmediata al proceso de carga y transporte. También un mantenimiento adecuado de la flota de vehículos debe contribuir a atenuar este factor.
- Otra maquinaria. La maquinaria de preparación de menas (plantas de flotación, fundamentalmente) es también a menudo fuente de ruidos importantes. En este caso, un diseño adecuado de las instalaciones, con pantallas acústicas entre ellas y las áreas

más pobladas, así como la utilización de medidas adecuadas de protección individual atenúan esta problemática.

- Otros ruidos. En determinados casos pueden existir otras fuentes de ruido: martilleo en cantería, corte con lanza térmica, etc. En cada caso, el estudio de su problemática debe permitir su atenuación en lo posible.

En el aspecto legal, el ruido soportable durante el trabajo viene regulado por muy diversos decretos y normativas de todos los ámbitos: internacional, nacional, autonómico, e incluso en algunas industrias, en el ámbito de la propia normativa interna de cada empresa. La norma de nivel nacional más general es el RD 1316/1989 de 27 de octubre, sobre protección de los trabajadores frente a los riesgos derivados de exposición al ruido durante el trabajo. Dicho Real Decreto, establece como umbral de referencia *“que el nivel diario equivalente, o el nivel de pico sean superiores a 80 dBA y 140 dB”*, para llevar a cabo controles periódicos de la capacidad auditiva de los trabajadores. Los valores dbA corresponden a medidas filtradas para simular la sensación acústica humana.

En cuanto a las medidas que pueden adoptarse para el control del ruido, se puede agrupar en tres grandes grupos en función de sobre qué actúen:

1. Medidas que actúan sobre la causa que produce el ruido
2. Medidas que actúan sobre la fuente emisora del ruido
3. Medidas destinadas a absorber o atenuar el ruido en su camino entre la fuente de emisión y el receptor.

Los dos primeros apartados se abordan a través de la elección de equipos poco ruidosos, observando las especificaciones técnicas de los mismos durante su adquisición. También es muy importante realizar una correcta labor de mantenimiento de los equipos que asegure su correcto funcionamiento.

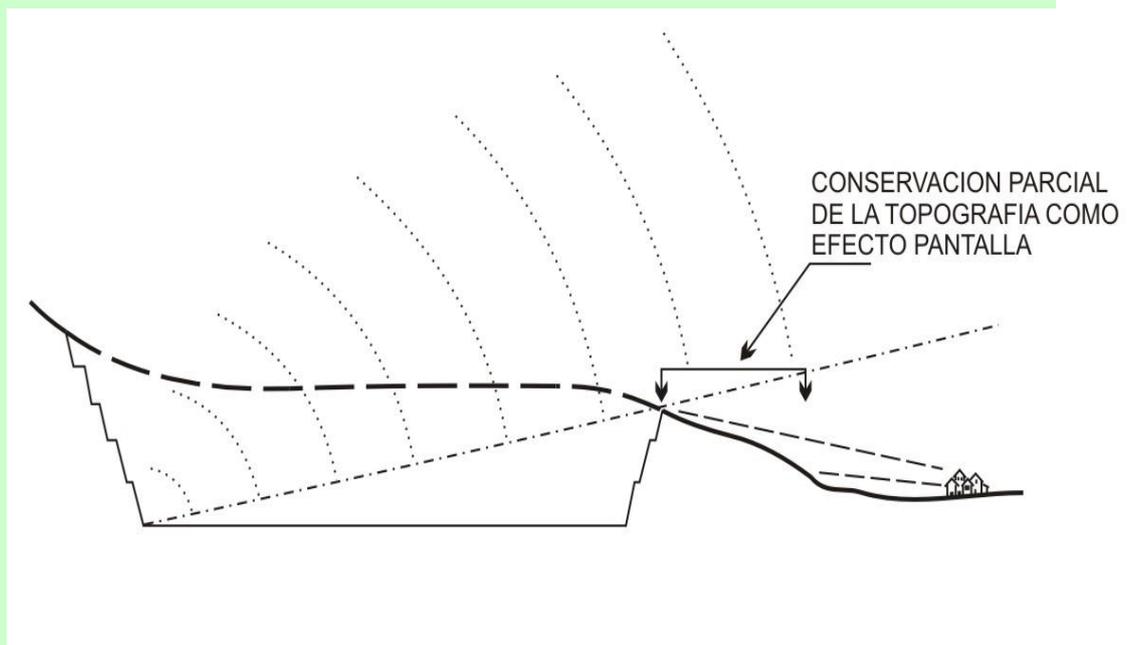
El punto 3 se resuelve total o parcialmente mediante el empleo de las denominadas pantallas o barreras acústicas, que se interponen entre la fuente emisora y el receptor, con objeto de absorber el ruido y hacer que éste tenga que recorrer una mayor distancia hasta llegar al área afectada, con lo que se ve atenuado. Estas pantallas pueden ser de varios tipos: prefabricadas,

resaltes de tierra, o vegetación. En cada caso se pueden emplear unas u otras en función de parámetros como la mayor o menor necesidad de atenuar de forma considerable el ruido, o la integración paisajística del elemento, que será siempre menos problemática en el caso de empleo de vegetación.

Onda aérea

La onda aérea se produce como consecuencia de las explosiones de las voladuras, y es una onda de presión generada por la energía de rotura de ésta, que se propaga por el aire atenuándose con la distancia, generando las vibraciones que se manifiestan fundamentalmente en los cristales.

Como medida de prevención, y siempre y cuando las condiciones del terreno lo permitan, se puede diseñar la explotación de forma que parte de la topografía original se preserve, creando un efecto pantalla frente a este efecto, así como con respecto al ruido.



Control de la contaminación atmosférica

El control de emisiones a la atmósfera está regulado legalmente, de forma que no se pueden emitir determinados gases o cantidades de partículas por encima de determinados márgenes establecidos, para evitar o minimizar en lo posible los riesgos derivados de la presencia de los mismos en el aire que respiramos.

Desde este punto de vista legal, por otra parte, se establecen dos conceptos diferenciados: Emisión e Inmisión. En concreto, la Ley de Protección del Ambiente Atmosférico recoge las siguientes definiciones:

- Nivel de **emisión**: Cuantía de cada contaminante vertido sistemáticamente a la atmósfera en un período de tiempo determinado, medido en las unidades de aplicación que correspondan a cada uno de ellos. En otras palabras, "lo que sale de la chimenea", atribuible en exclusiva a ésta.
- Nivel de **inmisión**: Límite máximo tolerables de presencia en la atmósfera de cada contaminante, aisladamente o asociado con otros en su caso. Es decir, la contaminación registrada en el exterior, a cierta distancia del foco, producto de las emisiones de distintos focos.

Por otra parte, está la legislación sobre el control de emisiones de gases a la atmósfera, que es muy amplia, sustanciándose en numerosos decretos y órdenes, ya que hay reglamentación específica para las instalaciones existentes, instalaciones nuevas, instalaciones de incineración, grandes instalaciones de combustión, refinerías, etc. En concreto, algunas instalaciones tienen definidos sus límites de emisión de forma particular, por ejemplo a través de Resoluciones de la Dirección General de la Energía (las muy viejas) y a través de las Declaraciones de Impacto Ambiental (las muy nuevas) En un futuro próximos los límites de emisión serán definidos en las Autorizaciones Ambientales Integradas.

Para conocer el estado de la atmósfera y sus posibles efectos sobre la salud humana, se llevan a cabo mediciones a muy diversas escalas, desde las medidas "personales" mediante dispositivos portátiles, hasta dispositivos automáticos de control en continuo, que incluso pueden remitir la información correspondiente a un centro de control más o menos remoto. Incluso recientemente se están poniendo a la venta medidores "domésticos" de la calidad del aire.

Las medidas personales pueden ser muy variadas, pero las que más se utilizan son las que identifican concentraciones de gases determinados por encima de un umbral de referencia. En minería de interior se usan sobre todo para detectar concentraciones de CO₂ y CO, o de otros gases que puedan

liberarse durante las voladuras (p.ej., gases de la voladura de rocas). En cada caso pueden utilizarse unos u otros sensores, en función de la naturaleza del mineral o roca explotados: en minas de carbón puede ser interesante detectar el grisú; en las de mercurio, las concentraciones altas de vapor de este elemento, etc.

Para la medida de **contenido en gases** se utilizan diversos tipos de dispositivos medidores, en general en continuo, dotados de bombas aspirantes de caudal constante, y de una unidad más o menos compleja de medición del o de los parámetros correspondientes.

Por su parte, para la caracterización de las **partículas en suspensión** existen medidores en continuo que permiten determinar su proporción en el aire, y medidores basados en la toma de muestras discretas y su posterior análisis, físico y/o químico.

Los *medidores en continuo* son del mismo tipo que los utilizados para gases, basados en la aspiración a caudal constante del aire atmosférico y la determinación de los correspondientes parámetros mediante técnicas diversas.

En cuanto a la toma de *muestras discretas*, a su vez puede ser de dos tipos diferentes: muestras obtenidas mediante el filtrado de aire, y muestras de partículas sedimentadas.

- El filtrado se realiza con dispositivos que hacen pasar a través de un filtro un caudal constante de aire durante un periodo de tiempo determinado. La cantidad de partículas presentes en el aire se determina por diferencia de peso entre el filtro limpio y el filtro ya utilizado. Además, sobre las partículas retenidas se puede realizar análisis químico, aunque no medir parámetros físicos, ya que las partículas se extraen mediante la combustión del filtro, lo que modifica este tipo de parámetros.
- Las partículas sedimentadas se toman mediante un dispositivo denominado "*standard gauge*", consistente en un embudo de porcelana de superficie expuesta a la intemperie conocida, y con un recipiente inferior. La muestra se toma periódicamente (a diario, semanalmente, o mensualmente) mediante un frasco lavador, arrastrando las partículas al recipiente. De esta forma obtenemos la

posibilidad de realizar todo tipo de determinaciones, tanto físicas como químicas, de las partículas y de su evolución temporal.

Con estas mediciones se pretende conocer con el mayor detalle la calidad del aire, y poder obrar en consecuencia, limitando especialmente las emisiones procedentes de las áreas industriales y mineras que puedan existir en el entorno urbano durante los periodos de mayor concentración de partículas, y considerando las zonas urbanas de mayor riesgo frente a estos fenómenos de contaminación.

El **tratamiento de los datos** se hace en las estaciones de control correspondiente, y puede llevarse a cabo de dos formas:

- a. Seguimiento en continuo de cada estación de control de forma más o menos independiente, de manera que se conozca la evolución temporal del estado de la atmósfera en cada punto. Se lleva a cabo cuando el origen y distribución de los contaminantes es bien conocido, y lo que se pretende es identificar aumentos significativos que puedan resultar en afecciones a las personas.
- b. Realización de mapas de distribución de los contaminantes en un momento determinado. Se hacen fundamentalmente para identificar la distribución espacial y la(s) posible(s) área(s) fuente(s) del o los contaminantes. Suelen realizarse de forma seriada en distintos momentos, para poder identificar también las variaciones temporales.

Bibliografía

ANDREWS, J.E.; BRIMBLECOMBE, P.; JICKELLS, T.D.; LISS, P.S.: *An Introduction to environmental chemistry* (Blackwell Science).

ANGUITA: *Procesos Geológicos externos y Geología Ambiental* (Madrid, Ed. Rueda).

HARDY: *El libro del clima* (Ed. Orbys).

TOHARIA: *Tiempo y clima* (Barcelona, Ed. Salvat Aula Abierta).

RUZA TARIO: *Tratado del Medio Ambiente* (Madrid, Ed Lafer).

WARNER: *Análisis de Contaminantes del aire* (Ed. Paraninfo).

http://www.geology.sdsu.edu/how_volcanoes_work/Nyos.html

http://daac.gsfc.nasa.gov/CAMPAIGN_DOCS/ATM_CHEM/destructive_ozone.html

http://daac.gsfc.nasa.gov/CAMPAIGN_DOCS/ATM_CHEM/protective_ozone.html

<http://volcano.und.nodak.edu/vwdocs/Gases/man.html>

<http://www.sagan-gea.org/hojared/portada1.htm>

3.- Minería e hidrosfera

Físico-química de las aguas naturales

Parámetros físico-químicos

Parámetros biológicos

El agua y la salud humana

Minería y aguas

Drenaje ácido de mina

Medidas de control y prevención

3.- Minería e hidrosfera

Al igual que sobre el aire que compone la atmósfera, la minería también puede tener efectos de consideración sobre las aguas que componen la hidrosfera. La minería produce o puede producir efectos importantes sobre los ríos, aguas subterráneas, y aguas de mares semicerrados (p.ej., Mediterráneo, Caspio), y en menor medida sobre los océanos mayores, debido al enorme volumen de agua que contienen.

Físico-química de las aguas naturales

El agua es un componente vital que participa en prácticamente todos los procesos biológicos, y es soporte de la vida de muchos organismos. Por ejemplo el agua de los mares alberga al fitoplancton, que a su vez es la principal fuente de oxígeno del planeta. Por otra parte, el agua también contiene oxígeno molecular (O_2), que es vital para la respiración de vertebrados (p.ej., peces) e invertebrados (p.ej., moluscos) acuáticos. La pérdida de oxígeno en ríos y lagos como consecuencia de la eutrofización conlleva la muerte de los organismos que sustentan esos ecosistemas.

Por otra parte, el hombre utiliza las aguas naturales en multitud de aplicaciones, tanto de carácter urbano (bebida y usos domésticos en general), como industriales (usos variadísimos) o agrícolas (regadíos, bebida del ganado). De esta forma, su calidad es un factor muy importante a controlar para adecuar su potenciales usos.

Las aguas de una determinada región pueden ser de dos tipos: superficiales y subterráneas. A su vez, las aguas superficiales pueden encontrarse formando parte de ríos, lagos, embalses, y mares, y se encuentran en contacto permanente con la atmósfera, mientras que las aguas subterráneas tienen una problemática muy distinta. Son acumulaciones en el subsuelo de aguas de procedencias muy diversas, que pueden tener dinámicas muy variadas en el detalle: existen acuíferos confinados, que pueden contener aguas muy antiguas (acuíferos de decenas o centenares de miles de años), acuíferos kársticos con una dinámica muy rápida, acuíferos asociados a cursos fluviales, ligados a la dinámica del río correspondiente.

Se pueden considerar dos factores de calidad, que se denominan “Calidad Química del Agua” y “Calidad Biológica del Agua”. Estos factores están influenciados por las condiciones naturales de la región y por los factores antropogénicos, es decir, por el tipo de actividad humana existente en la zona. Los **parámetros** más significativos a considerar son los siguientes:

pH: Es la medida de la acidez del agua, expresada por una escala entre 1 y 14, de forma que el valor 1 indica condiciones de máxima acidez, y 14, de alcalinidad extrema ($\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$). El valor de 7 indica la neutralidad, y es el más deseable, por lo general, para la mayor parte de las aplicaciones. Los valores más distantes indican alta reactividad, y son siempre indeseables pues suelen llevar asociados otros problemas, como un alto contenido en sales (y a menudo en metales pesados), debido precisamente a dicha reactividad.

Temperatura: Constituye otro tipo de contaminación de las aguas, denominada contaminación térmica. Naturalmente, depende del nivel térmico del aire en el entorno (o de las rocas-almacén [*reservoirs*], en las aguas subterráneas), aunque en ocasiones presenta condicionantes propios, ya sean naturales (aguas termales), o antrópicos (industrias que implican el calentamiento de aguas: centrales térmicas). Al igual que en caso anterior, a menudo implica también otros problemas, debido a la relación que se establece entre temperatura y solubilidad

de sales y gases: como muestra la figura 1, a mayor temperatura mayor solubilidad de iones, y menor en gases, factores ambos que degradan la calidad de las aguas, ya que aumentan su dureza y disminuyen la capacidad de disolución de oxígeno.

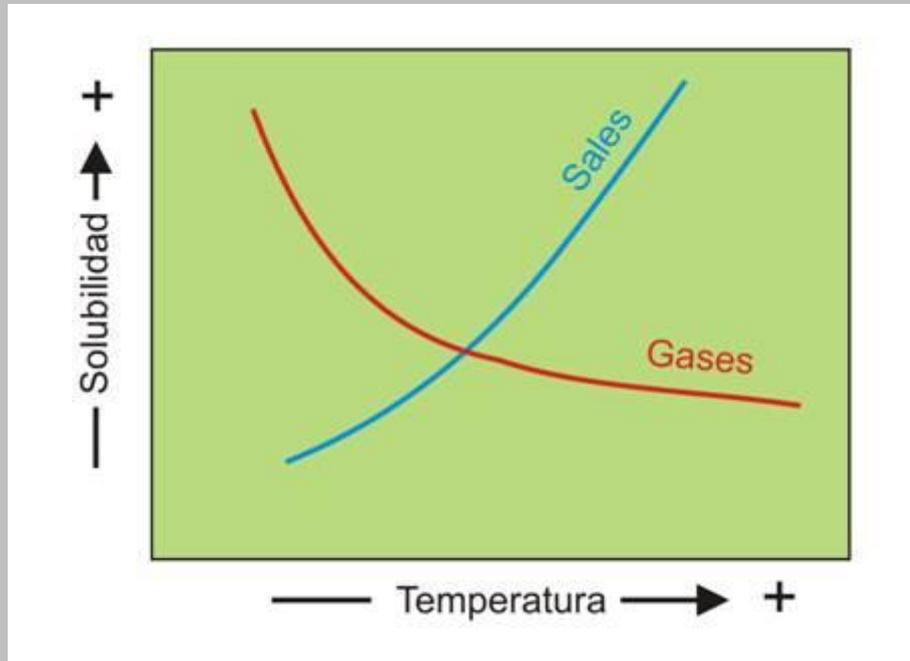


Figura 1.- Relación entre temperatura y solubilidad de sales y gases.

Contenido en gases: La proporción de gases disueltos en las aguas naturales depende de factores diversos, entre ellos la temperatura, la presión (sobre todo en aguas subterráneas) y la presencia de gases en la atmósfera en contacto. Los contenidos normales se muestran en la tabla adjunta. De entre estos valores conviene destacar el papel de CO_2 , puesto que supone la posibilidad de formar ácido carbónico, un ácido débil pero cuya abundancia hace que sea el principal factor de reactividad química de las aguas naturales a través de la reacción $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3$. También tiene importancia, sobre todo a partir de ciertos niveles, la presencia de SO_2 , que origina condiciones ácidas. El dióxido de azufre es bastante soluble, de tal manera que se disuelve en el agua que se condensa alrededor del particulado aéreo: $\text{SO}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{H}^+ + \text{HSO}_3^-$

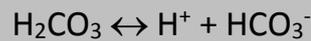
Gas	P_{Gas} (Atm)	$KH \left[\frac{moles}{L - Atm} \right]$	$[Gas]_{ac} \left(\frac{moles}{L} \right)$	$Gas \left(\frac{Mg}{L} \right)$
N ₂	0.7808	10 ^{-3.2}	4.9x10 ⁻⁴	13.8
O ₂	0.295	10 ^{-2.9}	2.6x10 ⁻⁴	8.4
CO ₂ (promedio mundial)	30.25x10 ⁻⁴	10 ^{-1.5}	1.0x10 ⁻⁵	0.45
CO ₂ (algunas areas URB)	0.001	10 ^{-1.5}	3.2x10 ⁻⁵	1.4
SO ₂ (rural)	7x10 ⁻⁹	10 ^{1.13}	9.4x10 ⁻⁸	0.006
SO ₂ (urbano)	10 ⁻⁸	10 ^{1.13}	1.4x10 ⁻⁵	0.86

Con respecto al oxígeno, existen dos fuentes para la incorporación de éste a las aguas superficiales: a) la atmósfera; y b) la fotosíntesis. El oxígeno atmosférico se introduce en el agua debido a las perturbaciones físicas, tales como olas o turbulencias, que permiten "atrapar" a este elemento en su forma molecular (O₂). La cantidad de oxígeno disuelta en el agua está limitada por parámetros físicos tales como la temperatura y la presión atmosférica. Para una presión constante, a mayor temperatura menos solubilidad. Otros factores que limitan la disponibilidad de oxígeno en el agua son los biológicos y bioquímicos, e inorgánicos. Los primeros guardan relación con la respiración de los organismos acuáticos (p.ej., peces), y la descomposición de éstos en condiciones oxidantes (paso de compuestos tipo CH_n a CO₂). Entre los inorgánicos debemos destacar los procesos de oxidación de compuestos reducidos (p.ej., paso de piritita [FeS₂] a compuestos tipo goethita [FeOOH]). Como datos concretos, los peces requieren unas 5-6 ppm de oxígeno disuelto para su actividad normal. Niveles del orden de 3 ppm son ya críticos, y entre 1-2 ppm un río no puede sostener un ecosistema que incluya peces.

Los contenidos en CO₂ son fuertemente dependientes de dos parámetros: a) la temperatura (observar la apertura de una bebida gaseosa fría y otra tibia), y 2) la acidez del medio (relaciones de equilibrio H₂O-CO₂-H₂CO₃). En aguas cálidas gran parte del CO₂ escapa a la atmósfera. Por el contrario, en aguas frías el CO₂ se disuelve de la siguiente manera:



A su vez, el ácido carbónico sufre una primera disociación del tipo:



Aquí es donde interviene el segundo parámetro, la acidez. En condiciones normales, los iones bicarbonato permiten tamponar de manera natural las aguas. Sin embargo, si aumenta bruscamente la acidez de las aguas, la concentración de ión bicarbonato disminuirá fuertemente en relación con la reacción anterior. Esto implica que la capacidad natural de tamponar decrece también en similar proporción.

Contenido en sales: Las aguas naturales siempre presentan un cierto contenido en sales, necesarias como nutrientes para la mayor parte de los organismos vivos. La conductividad del agua es una medida que nos relaciona la capacidad del agua natural para conducir la electricidad en respuesta al contenido total en sales que presenta (“dureza” del agua). La conductividad es un parámetro aproximativo, pero muy útil por lo fácil que resulta su medida. El contenido en sales implica la presencia de aniones y cationes, que tienen dos orígenes: reacciones de equilibrio gases-agua, y disolución de los compuestos solubles de las rocas del entorno. De esta forma, los aniones más comunes son bicarbonato (HCO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}) y cloruro (Cl^-), y los cationes, Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ . Especialmente importante es el contenido en algunos aniones “nutrientes”: en concreto, fosfatos (PO_4^{3-}) y nitratos (NO_3^-) que son esenciales para la vida de las plantas. Sin embargo, la excesiva abundancia de estos últimos produce el fenómeno denominado “eutrofización”, que implica el crecimiento explosivo de las poblaciones de algas y la subsiguiente eliminación del oxígeno (ya que es consumido prioritariamente por éstas). Otro proceso asociado es el obscurecimiento de la masa de agua, lo que limita la “zona fótica” (zona iluminada), y por lo tanto la fotosíntesis de otras plantas acuáticas.

Ion	Rango (Mg/L)	Media (Mg/L)
A) Constituyentes principales ($\approx 10^3$ M)		
Ca ²⁺	10 - 100	40
Mg ²⁺	2 - 50	10
Na ⁺	5 - 200	30
HCO ₃ ⁻	50 - 400	230
Cl ⁻	2 - 200	16
SO ₄ ²⁻	2 - 200	30
H ₂ SiO ₄ ²⁻	6 - 70	20
B) Constituyentes menores ($\approx 10^4$ M)		
K ⁺	1 - 10	2
Sr ²⁺	< 5	0.1
Fe ²⁺	< 5	0.1
Mn ²⁺	S.I.	S.I.
NO ₃ ⁻	< 10	1
F ⁻	< 4	0.2
PO ₄ ³⁻	S.I.	S.I.
C) Constituyentes trazas ($< 10^5$ M)		
Muchos elementos caen dentro de esta categoría		

Sólidos en suspensión: Las aguas contienen partículas en suspensión, que son arrastradas por la dinámica correspondiente y producen la turbidez más evidente. Son de dos tipos: suspensiones (geles en el estado de sol), y partículas en sentido estricto (partículas sólidas arrastradas). Las partículas en suspensión constituyen un problema en cuanto a la calidad del agua no solo por su presencia, que constituye un factor negativo sobre todo de cara a su aspecto, sino también porque a menudo a estas partículas sólidas se adhieren (adsorción, absorción) una gran cantidad de contaminantes: metales pesados como el plomo o el mercurio, bacterias, etc. En este sentido, las arcillas, por sus particulares propiedades estructurales (armazón en capas, desequilibrio de cargas) juegan un papel muy importante. Otra cuestión importante se refiere a su granulometría:

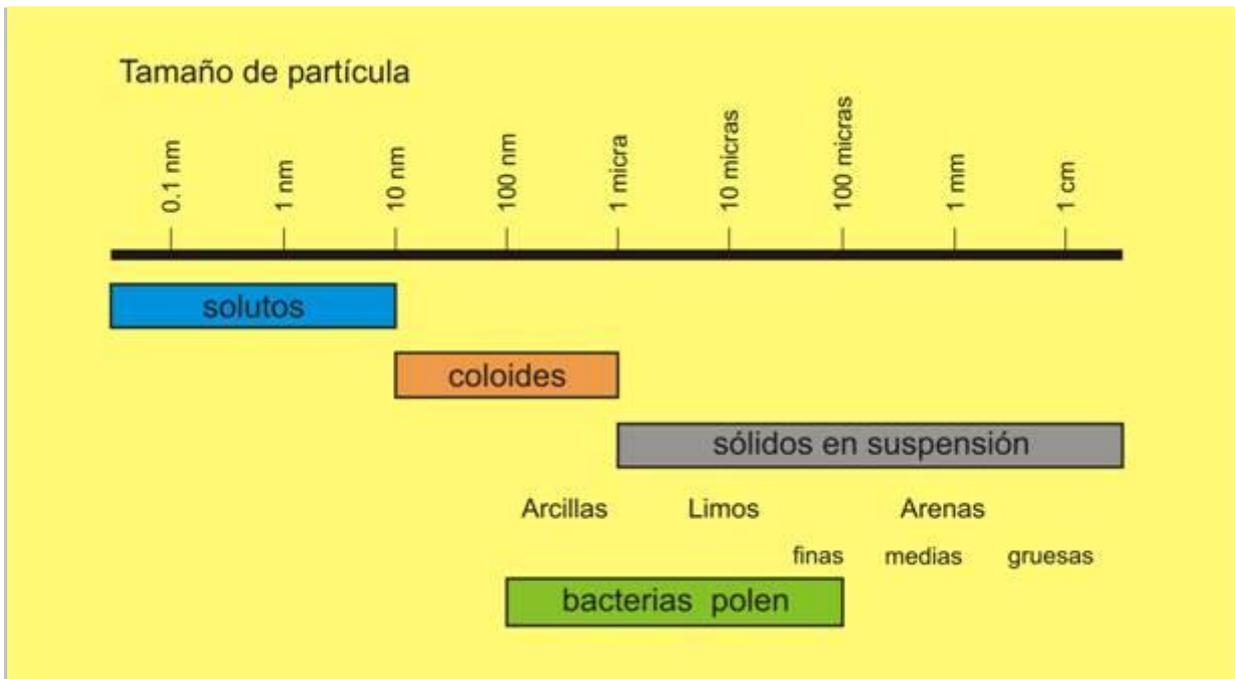


Figura 2.- Tipos de partículas arrastradas por el agua, en función de su granulometría.

Contenido orgánico: El contenido de las aguas naturales en materia orgánica puede tener muy diversas causas, antropogénicas (tabla) o naturales.

Fuente o actividad	Contaminante orgánico
Desechos humanos	Deposiciones, urea
Desechos alimenticios	Azúcares, almidones, alcoholes, grasas, aceites, etc.
Basura	Papel, telas, cáscaras, hojas de te, café molido, cáscaras, etc.
Higiene	Jabones, detergentes, champú
Agricultura	Pesticidas, fertilizantes
Actividades industriales	Muy importantes y variados
Industria farmacéutica y petrolífera	Gama muy amplia de diferentes contaminantes
Otras industrias	Producen por lo general concentraciones muy elevadas de un único tipo de contaminantes
Procesadoras de papel	Celulosa
Mataderos	Sangre, restos orgánicos
Fabricación de alimentos	Azúcar

Estos componentes plantean una problemática doble: por un lado, pueden ser perjudiciales, o producir efectos adversos aunque no tóxicos: olor, color. Por otra parte, constituyen la base de la alimentación de algunos microorganismos, produciendo su proliferación: ver figura

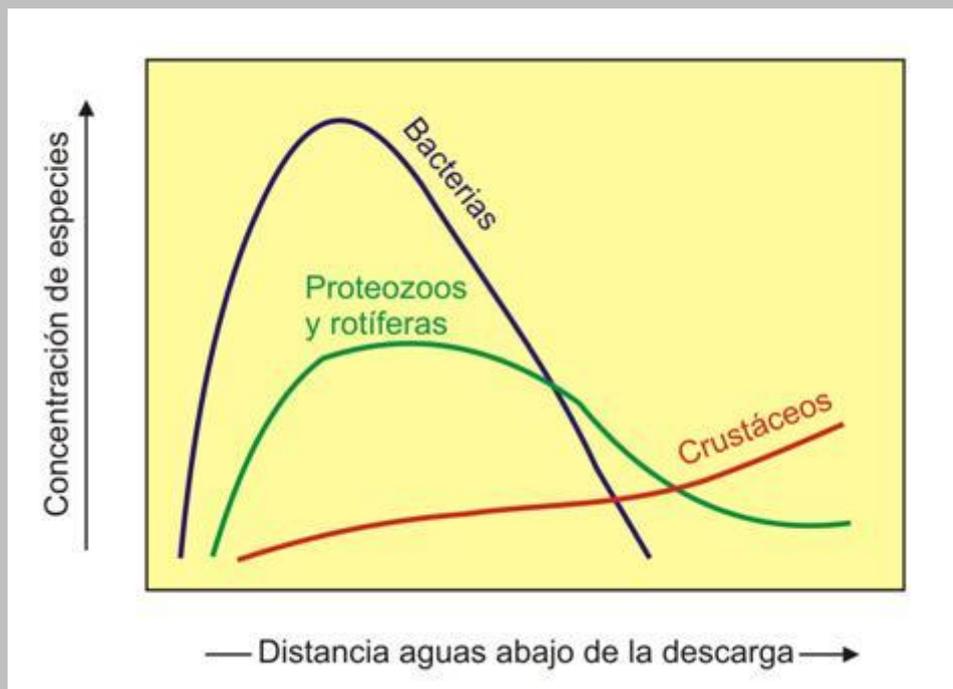


Figura 3.- Variación del tipo de contenido biológico en un río al alejarnos de un foco de aporte de contaminantes orgánicos.

Este tipo de actividad biológica supone la degradación de la materia orgánica, dando origen, por lo general, a compuestos simples de menor toxicidad, lo que hace que decrezca progresivamente la concentración inicial de contaminantes orgánicos, y en último término, de los microorganismos al faltar sus nutrientes. Estos procesos también pueden producir un consumo anómalo de oxígeno, debido a que la reacción general implicada es: $\text{CH}_4 + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$. El oxígeno que se consume en esta reacción es el oxígeno disuelto, necesario para todas las especies que viven en el agua.

Los parámetros que miden la calidad del agua desde el punto de vista **biológico** son la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), la Demanda Química de Oxígeno (DQO), y el Carbono Orgánico Total (COT). Los dos

primeros establecen la cantidad de oxígeno que requeriría la materia orgánica presente en el agua:

- ✓ DBO: Demanda biológica de oxígeno. Es el parámetro que representa el requerimiento de oxígeno producido por la biodegradación de la materia orgánica contenida en el agua. Es una medida inexacta, pero de gran importancia, porque indica de forma indirecta la cantidad de materia orgánica biodegradable que contiene el agua. Se determina de diversas formas, expresándose en cada caso como parámetros distintos: por ejemplo, el DBO5 representa el consumo de oxígeno provocado por la biooxidación de una muestra de agua a 20°C durante 5 días.
- ✓ DQO: Demanda química de oxígeno. Es la cantidad de oxígeno (mg/l) consumido en medio sulfúrico y con dicromato potásico que es necesaria para la oxidación de la materia mineral y orgánica, biodegradable o no, presente en las aguas residuales. Es una medida más exacta de la cantidad de materia orgánica presente en el agua.
- ✓ Carbono orgánico total (COT). Es una medida que tiende a sustituir a la del DQO, y representa el carbono orgánico total, medido durante la absorción en el infrarrojo, producido por la oxidación catalítica completa del carbono orgánico de la muestra. Esta medida presenta las mismas características que la DQO, y se puede realizar de forma más rápida y precisa.

El agua y la salud humana

El agua presenta su problemática propia en este sentido. Los mayores problemas a corto plazo derivan, fundamentalmente, del contenido biológico, que causa enfermedades infecciosas, más o menos graves en cada caso. Sin embargo, dependiendo de la concentración (corto, mediano, o largo plazo) los contenidos en sales y en partículas sólidas de composición determinada, también pueden acarrear problemas de consideración (ver [Tema 7](#)).

Contaminante	Efecto
Arsénico	Envenenamiento (vómitos, diarrea, dolores)

Cadmio	Náuseas, contracciones musculares, vómitos, diarrea, afección al riñón, riesgo de cáncer
Mercurio (metil-)	Náuseas, vómitos, puede conducir a condiciones crónicas que simulan desórdenes psíquicos: irritabilidad, miedo, depresión, dolores de cabeza, fatiga, inhabilidad para aceptar críticas o concentrarse, amnesia, insomnio, respuestas emocionales exageradas
Nitritos	Metahemoglobinemia (asfixia en niños)

En cualquier caso, el exceso de sales (las aguas “más duras”) puede llegar a producir problemas que implican la formación de cálculos renales (“piedras”), mientras que las aguas pobres en sales (“aguas finas”) producen otros, como la desmineralización de huesos y dientes. En el primer caso es notable la incidencia de esta dolencia en toda la región periférica al Mediterráneo en España, donde dominan las rocas carbonatadas y por lo tanto las aguas duras.

Muchos de estos problemas pueden atenuarse o eliminarse totalmente con la depuración, consistente básicamente en: 1) un filtrado, que elimina las partículas mayores; 2) una floculación, que elimina las partículas de menor tamaño y los contaminantes químicos y biológicos asociados; y 3) procesos específicos de precipitación de las sales presentes, eliminación de compuestos orgánicos (normalmente por oxidación), y eliminación de microorganismos (desinfección: cloración).

Minería y aguas

La minería, como cualquier otro proceso industrial, produce problemas en la calidad del agua en varios aspectos:

- Contaminación de aguas debidas a la propia naturaleza de los materiales explotados, por ejemplo los metales (Cu, Zn-(Cd), Hg, etc) y aniones asociados (sulfatos, carbonatos, etc).
- Contaminación de aguas debidas al uso de técnicas de lixiviación en pila (*heap leaching*) de metales, donde el agente lixivante puede ser el ácido sulfúrico (para el cobre) o el cianuro de sodio (para el oro).
- Contaminación de aguas debido a su empleo en procesos post-mineros (p.ej., lavado por flotación).

- Contaminación de las aguas debido a factores indirectos: arrastre de partículas por el viento u otros mecanismos a aguas de áreas más o menos alejadas de la explotación.

En cualquier caso, los efectos de la minería sobre las aguas se traducen en:

- ✓ **Movilización de partículas sólidas**, ya sean procedentes del arrastre por las aguas superficiales de polvo de escombreras o labores, o traídas hasta la superficie por el agua de lluvia, a partir del polvo en suspensión.
- ✓ **Adición de sales al agua**, ya sean por procesos 'naturales' (disolución de minerales que la minería pone a disposición de las aguas superficiales), o por mecanismos industriales (vertido de aguas de plantas de flotación u otro tipo).
- ✓ **Adición de metales pesados a las aguas**. Naturalmente, la minería metálica pone a disposición de los agentes externos unos elementos metálicos que pueden moverse hacia las aguas bien por la formación de compuestos solubles, o bien por mecanismos de 'sorción' en la fracción sólida arrastrada por el agua.
- ✓ **Cambio del pH de las aguas**. Especialmente significativa suele ser la acidificación, consecuencia de la oxidación e hidrólisis de sulfuros con formación de sulfatos y sulfatos ácidos: el drenaje ácido de mina, del que vamos a hablar con mayor detalle.

La minería también produce problemas hidrogeológicos en las aguas subterráneas (figura 4). La presencia de agua en la mina, sobre todo a ciertas profundidades, constituye un problema que solamente puede resolverse produciendo de forma controlada un descenso del nivel de los acuíferos de la zona, para que queden por debajo del nivel de laboreo. Ello puede implicar la desecación de pozos próximos, a distancias variables en función de la litología de las rocas que constituyan cada acuífero: si se trata de rocas poco permeables y transmisivas, el problema afectará solamente al entorno inmediato de las labores, pero si se trata de rocas muy porosas y permeables, el problema puede alcanzar distancias considerables. También podrá afectar a parámetros físico-químicos, pues a menudo por el fondo de la explotación a cielo abierto se podrán infiltrar aguas afectadas por la problemática específica

de cada mina: turbidez (siempre), cambios composicionales, de acidez, de condiciones redox, etc.

[Si quieres conocer algunos casos chilenos, pulsa aquí.](#)

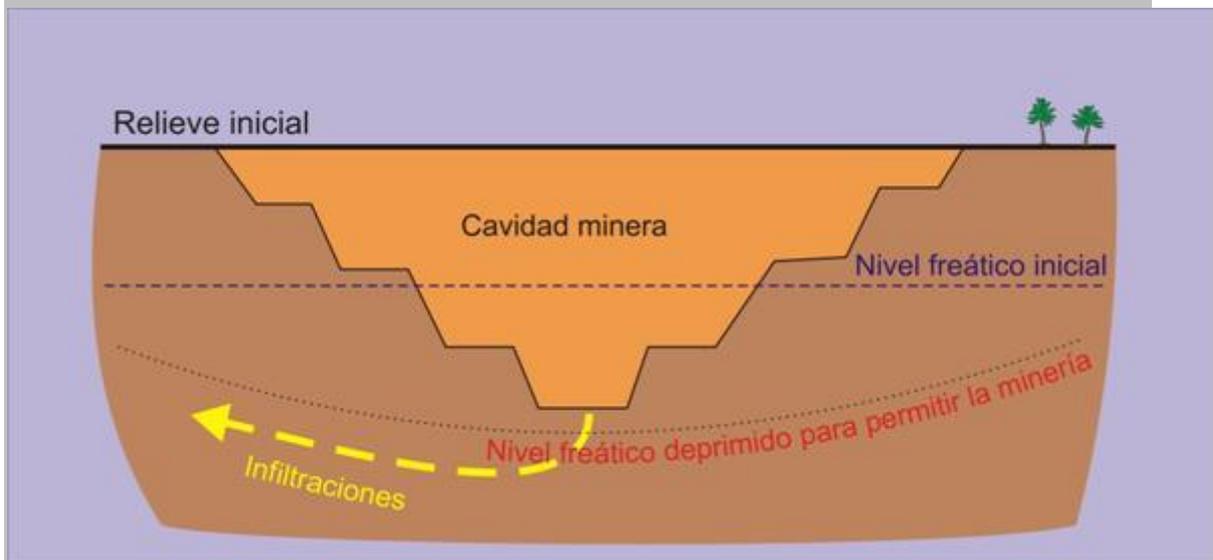


Figura 4.- Esquema de las posibles afecciones de una mina a cielo abierto a las aguas subterráneas: depresión del nivel freático e infiltración de contaminantes.

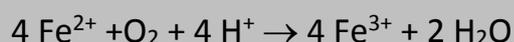
Drenaje ácido de mina

Sin duda, el mayor problema que representa la minería frente a las aguas es la formación del denominado drenaje ácido de mina (“*acid mine drainage*”, AMD), consistente en la emisión o formación de aguas de gran acidez, por lo general ricas en sulfatos, y con contenidos variables en metales pesados. Dicho drenaje se desarrolla a partir de la lixiviación de sulfuros metálicos o y de la pirita presente en carbones. Para ello existen dos fuentes principales: 1) el mineral sulfurado “*in situ*” (causa no antropogénica), y 2) las escombreras (*mineral dumps*). No obstante, en algunos casos los fenómenos naturales, ejemplificados en el caso del Río Tinto (Huelva), pueden llegar a alcanzar grandes proporciones.

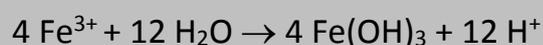
Este fenómeno se produce por la oxidación e hidrólisis de los sulfuros, y en especial de la pirita, mediante la serie de reacciones:



A su vez, los iones ferroso (Fe²⁺) se oxidarán de la siguiente manera:



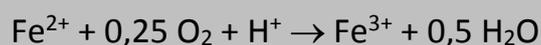
Los iones férricos se hidrolizan para formar hidróxido férrico:



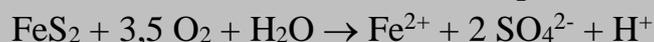
Este hidróxido es el precursor de una serie de minerales típicos del ambiente oxidativo de menas sulfuradas, y otorgan a las escombreras y arroyos un típico color amarillento-rojizo. El mineral más común de este grupo llamado genéricamente “limonitas” es la goethita, FeO(OH).

En climas muy áridos (desierto de Atacama, Chile; *Outback* australiano), esta serie de reacciones puede quedar interrumpida dando origen a sulfatos férricos tales como jarosita, copiapita o coquimbita.

A pesar de que estas reacciones pueden dar a entender que suceden en condiciones puramente inorgánicas, el entorno biológico juega un papel decisivo. La bacteria *Thiobacillus ferrooxidans* es la mayor responsable de la contaminación relacionada con el drenaje ácido procedente de explotaciones mineras y mineralizaciones en general. Esta es una bacteria acidófila (propia de ambiente ácido), con una fisiología basada en la fijación de carbono a partir del CO₂ atmosférico, siendo por lo tanto estrictamente autótrofa, y más específicamente quimioautótrofa. *T. ferrooxidans* obtiene su energía oxidando hierro o azufre:



De esta manera, la bacteria cataliza reacciones del tipo:



Microorganismo	PH	Temp., °C	Aerobio	Nutrición
<i>Thiobacillus thioparus</i>	4.5-10	10-37	+	Autotrópico
<i>T. ferrooxidans</i>	0.5-6.0	15-25	+	“
<i>T. thiooxidans</i>	0.5-6.0	10-37	+	“
<i>T. neapolitanus</i>	3.0-8.5	8-37	+	“
<i>T. denitrificans</i>	4.0-9.5	10-37	+/-	“

<i>T. novellus</i>	5.0-9.2	25-35	+	"
<i>T. intermedius</i>	1.9-7.0	25-35	+	"
<i>T. perometabolis</i>	2.8-6.8	25-35	+	"
<i>Sulfolobus acidocalderius</i>	2.0-5.0	55-85	+	"
<i>Desulfovibrio desulfuricans</i>	5.0-9.0	10-45	-	Heterotrópico
Tabla: Bacterias de las menas sulfuradas y sus condiciones de crecimiento				

Estas reacciones se pueden dar con el resto de sulfuros metálicos, aunque con variaciones menores que implican otros productos más o menos solubles en cada caso.

Como resultado se obtienen aguas de pH muy bajo (2-3), cargadas en sales, sobre todo en sulfatos, en las que normalmente son más solubles los metales pesados, como Pb, Zn, Cu, As, Cd, etc. (Figura 5). Una excepción importante a tener en cuenta es el mercurio, que en medio ácido sulfúrico es insoluble, debido a que el sulfato de mercurio es insoluble en agua, precipitando en forma de schuetteita.

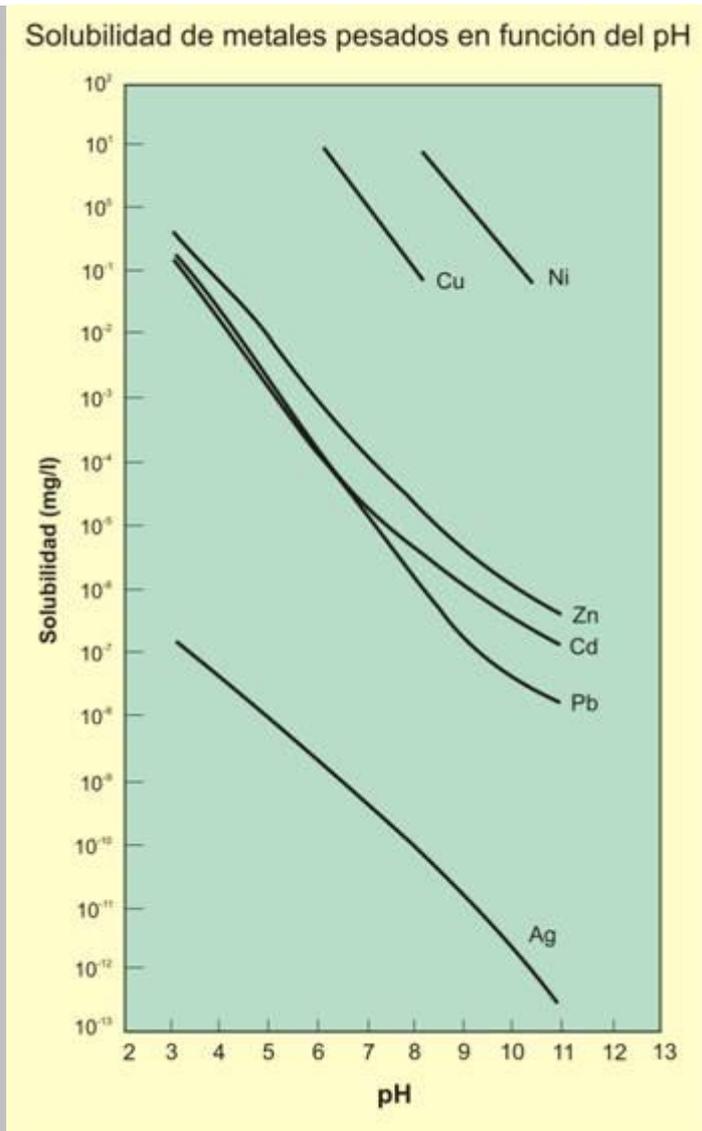


Figura 5

Otro factor importante es la granulometría del material: cuanto menor es el tamaño de grano de las partículas, mayor es la superficie específica, y por tanto, mayor la posibilidad de que se produzcan estas reacciones. Sobre esta base, las balsas de finos (*relaves*) son excelentes candidatos al desarrollo del fenómeno, siempre y cuando además presenten una porosidad y permeabilidad suficientes como para permitir la entrada y salida de aguas.

Las condiciones hidrológicas de la zona, por su parte, son siempre un factor a tener muy en cuenta: disponibilidad del agua, temperatura, composición, etc. Suelen estar relacionadas con factores climáticos: pluviosidad, temperaturas medias y su distribución: los ciclos muy continuos de mojado-secado favorecen mucho el fenómeno, por ejemplo.

La mineralogía de las rocas encajantes, o de la ganga, puede jugar también un papel importante en el desarrollo de estos fenómenos. En este campo los carbonatos juegan un papel especialmente importante, por su potencial natural de neutralización de la acidez generada por este proceso.

Una cuestión importante es establecer las posibilidades de formación del fenómeno en cada caso concreto: **la prevención** del mismo. Para ello se emplean consideraciones teóricas más o menos complejas, o pruebas, que pueden ser estáticas o cinéticas.

✓ Las consideraciones teóricas se basan en el estudio de la problemática concreta que plantea la mineralización en lo que se refiere a:

- Presencia de sulfuros: qué tipo de sulfuros, en qué proporciones relativas. Por ejemplo, en ausencia de pirita los procesos de lixiviación son poco importantes.
- Presencia de minerales con potencial neutralizador, fundamentalmente los carbonatos, como ya se ha mencionado: tipo de carbonato(s), proporción, distribución.
- Granulometría del material susceptible de producir el proceso. Por ejemplo, una balsa de finos presenta en general una baja permeabilidad, lo que dificulta el paso de las reacciones y el oxígeno a los niveles inferiores.
- Consideraciones climáticas. Por ejemplo, un clima frío ralentiza las reacciones, uno cálido las acelera. Lluvias muy abundantes diluyen a las soluciones, la ausencia casi total de lluvias impide la existencia de éstas.
- Presencia de bacterias que puedan favorecer aún más el desarrollo del proceso.

✓ Las pruebas pueden ser, como ya se ha comentado, estáticas o cinéticas:

- Las pruebas estáticas tienen por objeto fundamental conocer la capacidad de neutralización real que tienen los

carbonatos de las muestras de la propia mineralización. Estas se basan en determinar, mediante distintas alternativas, los potenciales de acidez y de neutralización. Para ello se emplean técnicas analíticas (determinación del contenido en azufre y carbonatos) y reacciones controladas en el laboratorio. En éstas se procede a la adición de ácidos sobre muestras-patrón, lo que permite obtener un conocimiento directo de la capacidad de la muestra de generar la acidez y como neutralizarla.

- Las pruebas cinéticas se diferencian de las estáticas en que intentan aproximarse aún más a las condiciones naturales. Requieren mayores volúmenes de muestra, y mayores tiempos de reacción, así como condiciones termodinámicas y biológicas controladas.

Medidas de control y prevención

En lo referente al control de la calidad de las aguas relacionadas con el proceso minero, es fundamental tener en cuenta las dos vertientes principales de la contaminación: 1) la que se deriva de los vertidos directos desde las instalaciones (aguas de mina, o de mineralurgia y metalurgia), que es controlable; y 2) la que se deriva de la contaminación de las aguas, como consecuencia del contacto directo entre las aguas naturales y los productos de la actividad minera, lo cual es mucho más difícil de controlar.

El control de las emisiones de aguas a los cauces fluviales viene regulado por ley, que fija las características físico-químicas que deben tener las aguas residuales de cualquier actividad industrial como veremos en el tema correspondiente. En concreto, la tabla adjunta muestra los límites establecidos en España referidos a la emisión de metales pesados. El “límite canon” se refiere a un límite que puede superarse, pero a cambio del pago de un canon.

<i>Elemento</i>	Límite máximo	Límite canon
Arsénico	1	0.5
Cadmio	0.5	0.1
Cinc	20	3

Cobre	10	0.2
Cromo (III)	4	2
Cromo (VI)	0.5	0.2
Estaño	10	10
Níquel	10	2
Mercurio	0.1	0.05
Plomo	0.5	0.2
Selenio	0.1	0.03

Tabla .- Límites de vertido máximo para iones metálicos pesados en España (mg/l)

En cuanto a la prevención, ésta pasa fundamentalmente por el control de la emisión de lixiviados. Este es un factor al que en general se ha prestado muy poca atención, y al que en muchos países se sigue sin prestársela. En concreto, el principal problema lo plantea la acción de la intemperie sobre las escombreras (*mineral dumps*), lo que lleva a la infiltración en las mismas del agua de lluvia y el desencadenamiento de fenómenos de acidificación y disolución de componentes indeseables. Estos contaminan posteriormente tanto las aguas superficiales como las subterráneas a través de fenómenos de infiltración. En la actualidad este problema se conoce bien y se intenta minimizar mediante técnicas tales como: 1) la disposición de escombreras sobre cubiertas impermeables, lo que permitan controlar las aguas que se infiltran en las mismas; o 2) la rápida restauración de los terrenos afectados, de forma que cuanto antes la escombrera quede recubierta, evitando su contacto directo con la atmósfera y las aguas superficiales.

Dado que en épocas pasadas estos problemas no se tenían en cuenta, en la actualidad existe un sinnúmero de escombreras que producen drenaje ácido, sin que se pueda establecer un “culpable” a quien reclamar la solución del. Consideremos que en países como España algunas escombreras pueden datar del período Romano. La asunción por los organismos nacionales o regionales de la responsabilidad correspondiente implicaría la necesidad de afrontar un gasto muy considerable para solucionar esta cuestión, aunque bajo nuestro punto de vista, este compromiso es ineludible. ¿Cómo puede enfrentarse el problema? Una de las soluciones es la restauración de las escombreras y su aislamiento, entre materiales impermeables y/o aislantes

desde el punto de vista físico-químico. Los trabajos no pueden circunscribirse tan solo a la escombrera, sino también deben abarcar el tema de los cursos de agua que se hayan visto afectados durante el proceso de lixiviación. Esto constituye, evidentemente, un serio problema presupuestario, especialmente en determinadas áreas en las que existe un elevado número de explotaciones en la actualidad abandonadas (p.ej., Huelva, Linares).

Bibliografía

Andrews, J.E.; Brimblecombe, P.; Jickells, T.D.; Liss, P.S. (1996) *An Introduction to environmental chemistry* (Blackwell Science).

Anónimo. El Agua. <http://www.fortunecity.es/expertos/profesor/171/agua.html>

Oyarzún, J. (2003) Minería y contaminación del agua en Chile: ¿Cuándo es necesario

preocuparse? http://www.ucm.es/info/crismine/Aguas_contaminacion_Chile/Contaminacion_aguas_Chile.htm

Rodríguez Jiménez, J.J. (2001). *Eliminación de iones metálicos pesados*. Documentación Curso de Verano UCLM “Procesos tecnológicos en el tratamiento de aguas”.

Rodríguez Mayor, L. (2001). *Tratamiento de aguas: procesos biológicos*. Documentación Curso de Verano UCLM “Procesos tecnológicos en el tratamiento de aguas”.

USEPA (1994). *Acid Mine Drainage Prediction*. EPA 530-R-94-036.

USEPA, Water Office. *Estándares del Reglamento Nacional Primario de Agua Potable*. <http://www.epa.gov/safewater/agua/estandares.html>

Villaseñor, J. (2001). *Tratamiento físico-químico de aguas*. Documentación Curso de Verano UCLM “Procesos tecnológicos en el tratamiento de aguas”.

4.- Minería y suelo (I). Caracteres generales de los suelos

Origen del suelo

Las arcillas en la formación del suelo

Mineralogía y físico-química del suelo

Minerales

Agua en el suelo

Gases en el suelo

Materia orgánica

Distribución de los componentes en el suelo

Textura y estructura del suelo

Clasificación de suelos

Análisis del suelo

Técnicas físicas

Propiedades físico-químicas

Análisis químico

Suelo y salud humana

Bibliografía

4.- Minería y suelo (I). Caracteres generales de los suelos

El suelo constituye la “epidermis” de nuestro planeta, y se forma como consecuencia de la interacción entre las rocas del sustrato continental y la atmósfera. El suelo sufre de forma directa las consecuencias de la actividad minera: 1) ha de ser removido para llevar a cabo la minería a cielo abierto; 2) sobre él se realizan las actividades de transporte; 3) sobre él se ubican las escombreras; y 4) recibe los efluentes líquidos que se infiltran en el terreno, entre otras perturbaciones.

Tradicionalmente se consideró que el suelo “lo aguantaba todo”, que se podía verter sobre él todo lo que se desease, que tenía una capacidad de absorción y purificación prácticamente infinita. Esto no era más que una verdad a medias. Las capacidades depuradoras

de los suelos existen, pero actúan tan a largo plazo que es necesario considerar que a escala de tiempo humano la regeneración de los suelos no se produce a ritmo suficiente como para impedir graves problemas de contaminación. En este sentido son necesarias políticas preventivas, para evitar que esta contaminación se produzca, y medidas correctoras, que permitan recuperar lo más rápidamente posible los suelos afectados por esta problemática. La necesidad de protección del suelo se puso de manifiesto en 1972 por el Consejo de Europa en su *Carta Europea del Suelo*, donde se establecieron los principios generales de protección de éstos, los que pasaron a ser considerados como un recurso no renovable.

En este tema estudiaremos las características del suelo que resultan de interés para entender los mecanismos por los que éstos se contaminan y aun más importante, cómo éstos pueden ser regenerados. En temas sucesivos analizaremos estos aspectos con mayor detalle.

Origen del suelo

El suelo constituye la interfase entre las rocas del sustrato continental y la atmósfera, formándose como consecuencia de los fenómenos físicos, físico-químicos y biológicos de intercambio que ahí se producen.

El concepto de suelo es, por tanto, un concepto evolutivo. Este se forma como consecuencia de un proceso dinámico, que implica un cambio progresivo desde que la roca se pone en contacto con la atmósfera como consecuencia de la erosión, hasta su desarrollo completo.

Un concepto muy relacionado es el de regolito, que constituye lo que podríamos llamar el “protosuelo”, es decir, una capa no estructurada de materiales que se acumula sobre la superficie del terreno como consecuencia de procesos diversos. Por su parte, el suelo es un regolito evolucionado, que ha adquirido la estructuración en capas u horizontes que le es característica. Por ejemplo, la superficie de la Luna está cubierta por el regolito lunar, formado por fragmentos de rocas y polvo que han resultado de los impactos de meteoritos, y de la acumulación de polvo cósmico, sin que se forme un suelo debido a la ausencia de una atmósfera, agua, y una dinámica superficial que permita su desarrollo. También las zonas de alta montaña, por encima de determinadas altitudes, en las que ya no llega a desarrollarse vegetación, tenemos un regolito formado por los restos de la meteorización del sustrato: Andes, Béticas.



Cuando eliminamos el suelo de una porción de terreno, al cabo de unos meses o unos pocos años observamos que comienza a implantarse vegetación, que se forman acumulaciones de tierra, y que los fragmentos de rocas comienzan a redondear sus formas, liberando fragmentos menores. Es decir, se está formando un regolito, que constituye el punto de partida de la edafogénesis, es decir la formación de un suelo (figura 1).

En la edafogénesis, el primer proceso que tiene lugar es la diferenciación de dos horizontes:

- El más superficial, u “Horizonte A” que se forma como consecuencia de la implantación de vegetación sobre el regolito: la actividad de las raíces, la acumulación de los restos vegetales, la actividad animal (lombrices, insectos u otros animales excavadores), así como por la acumulación en esta zona de los productos de la meteorización superficial (arcillas, cuarzo).
- El otro horizonte que se forma es el denominado “Horizonte C”, más profundo, en contacto directo con la roca más o menos meteorizada del sustrato, y compuesto mayoritariamente por fragmentos de ésta, acompañados por productos poco evolucionados de su meteorización.

Estos suelos primitivos AC son característicos de áreas sometidas a fuerte erosión, en las que no da tiempo al desarrollo de un suelo completamente estructurado, aunque también pueden tratarse de suelos jóvenes, en formación.

Cuando el suelo evoluciona durante un periodo de tiempo lo suficientemente largo se forma un nuevo horizonte:

- El “Horizonte B” o de acumulación. Esta capa del suelo se origina como consecuencia de los procesos de intercambio que se producen entre los horizontes A y C: la migración de aguas, tanto descendentes (de infiltración de aguas de lluvia) como ascendentes (capilaridad,

gradiente de humedad), hace que llegue a individualizarse este horizonte caracterizado por la acumulación de precipitados salinos (carbonatos, sulfatos).

Estos tres horizontes son los básicos y fundamentales que podremos encontrar en la mayor parte de los suelos comunes. En mayor detalle, es posible identificar otros horizontes, o subdividir éstos, pero no vamos a entrar en estos aspectos.

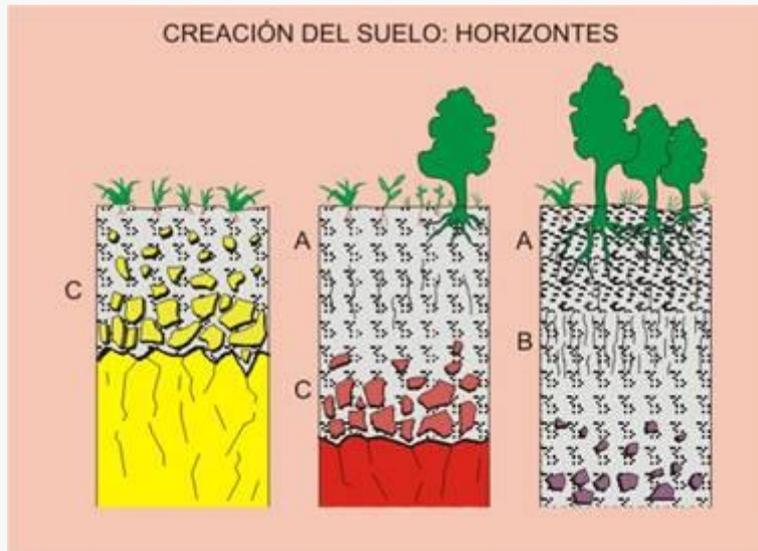


Figura 1.- Esquema mostrando el proceso evolutivo de formación de un suelo.

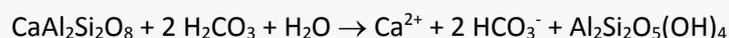
Formación de las arcillas en el suelo

Una cuestión importante en la formación del suelo es la génesis de los minerales más característicos del mismo: las arcillas. En concreto, la formación de los minerales de la arcilla en este ambiente está íntimamente ligada a reacciones de hidrólisis de los minerales silicatados de las rocas. Estas reacciones pueden desarrollarse en el medio hidrotermal (durante la formación de un depósito mineral), o como procesos exógenos (bajo condiciones atmosféricas), una vez que las rocas por erosión se encuentran en la superficie o su proximidad. El CO₂ disuelto en el agua de lluvia o de los ríos puede desencadenar una serie de procesos hidrolíticos:

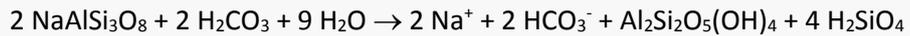


El ácido carbónico así formado reacciona con los feldespatos, induciendo la formación de minerales del grupo de la arcilla. A continuación ilustramos este tipo de reacciones con tres ejemplos conducentes a la formación de caolinita, Al₂Si₂O₅(OH)₄:

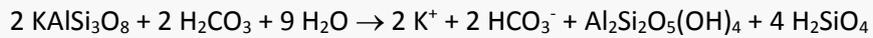
- 1) Hidrólisis de anortita (plagioclasa cálcica):



- 2) Hidrólisis de la albita (plagioclasa sódica):



3) Hidrólisis de la ortoclasa (feldespato potásico):



El clima, a través de los parámetros de humedad y temperatura, controla fuertemente el proceso formador de arcillas a partir de los silicatos. Así, en condiciones de humedad y calor la hidrólisis dará lugar a arcillas caoliníticas e incluso a un residuo final de gibbsita, $\text{Al}(\text{OH})_3$. Por el contrario, en climas áridos la arcilla predominante resulta ser del tipo illita-esmectita. Cabe destacar, no obstante, que el mundo de los procesos formadores de arcillas es extraordinariamente complejo, por lo cual lo anteriormente dicho tiene que ser tomado únicamente en el contexto de una simplificación didáctica. Las figuras adjuntas ilustran la complejidad de variables implicadas.

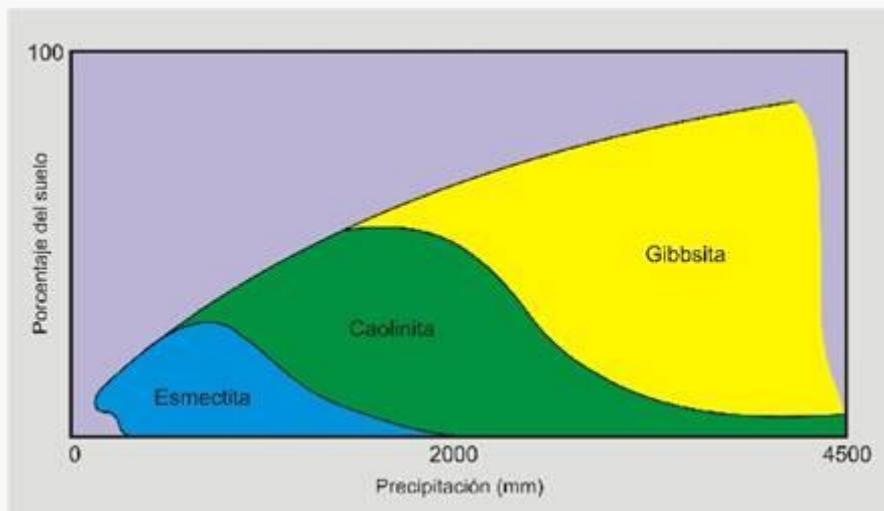


Figura 2.- Mineralogía formada en el suelo en función de la precipitación sobre el mismo.

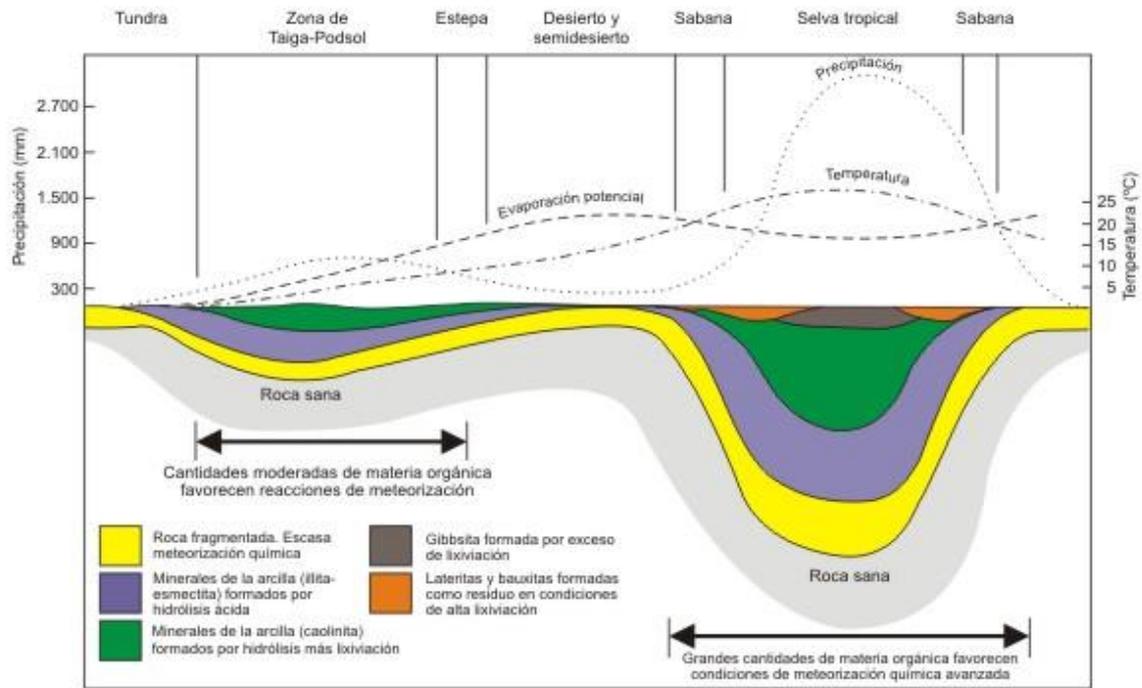


Figura 3.- Tipos y espesores característicos de suelos formados en las distintas zonas climáticas.

Mineralogía y físico-química del suelo

Como consecuencia del proceso de edafogénesis tenemos un suelo estructurado, en el que cada capa u horizonte presenta unas peculiaridades composicionales, tanto en lo que se refiere a sus componentes mineralógicos como en su textura, y físico-química. Estos componentes pueden ser los siguientes:

Minerales

Los minerales que componen el suelo pueden ser tan variados como lo sea la naturaleza de las rocas sobre las que se implanta. No obstante, hay una tendencia general de la mineralogía del suelo hacia la formación de fases minerales que sean estables en las condiciones termodinámicas del mismo, lo cual está condicionado por un lado por el factor composicional, y por otro por el climático, que condiciona la temperatura, la pluviosidad, y la composición de las fases líquida y gaseosa en contacto con el suelo.

De esta forma, los minerales del suelo podrán ser de dos tipos: 1) heredados, es decir, procedentes de la roca-sustrato que se altera para dar el suelo, que serán minerales estables en condiciones atmosféricas, resistentes a la alteración físico-química; y 2) formados durante el proceso edafológico por alteración de los minerales de la roca-

sustrato que no sean estables en estas condiciones. Los más importantes, y los condicionantes para su presencia en el suelo serían los siguientes:

- ✓ **Cuarzo.** Es un mineral muy común en los suelos, debido a: 1) su abundancia natural en la mayor parte de las rocas; y 2) su resistencia al ataque químico. El cuarzo confiere al suelo buena parte de su porosidad, debido a que suele estar en forma de granos más o menos gruesos, lo que permite el desarrollo de la porosidad intergranular. Además, es un componente muy inerte, muy poco reactivo, del suelo.
- ✓ **Feldespatos.** Suelen ser componentes minoritarios, heredados o residuales de la roca sobre la que se forma el suelo, pues son metaestables en medio atmosférico, tendiendo a transformarse en minerales de la arcilla. Al igual que el cuarzo, conforman la fracción arenosa del suelo, si bien en este caso le confieren una cierta reactividad.
- ✓ **Fragmentos de roca.** Junto con los dos componentes anteriores, conforman la fracción comúnmente más gruesa del suelo, si bien en este caso el tamaño de fragmentos suele ser superior a 2 cm, de forma que el cuarzo y feldespatos suelen constituir la fracción arenosa del suelo, mientras los fragmentos de roca constituyen la fracción de tamaño grava. La naturaleza de los fragmentos está directamente relacionada con la de la roca sobre la que se forma, si bien ocasionalmente el suelo puede contener fragmentos de origen "externo", como consecuencia de procesos de transporte y depósito contemporáneos con la formación del suelo. En cualquier caso, son siempre heredados, y nos permiten identificar si el proceso de edafogénesis ha tenido o no aportes externos.
- ✓ **Minerales de la arcilla.** Son minerales también muy abundantes en el suelo, constituyendo la matriz general del mismo, la componente intergranular entre la fracción arenosa y los fragmentos de roca. Son minerales que proceden de la alteración de los que componen la roca sobre la que se producen los procesos de meteorización, y en función de ello pueden ser muy variados: 1) la illita (equivalente arcilloso de la mica blanca, moscovita), que se forma a partir de feldespatos y micas de rocas ígneas, sedimentarias o metamórficas; 2) la clorita, que se forma a partir de los minerales ferromagnesianos que pueda contener la roca: biotita, anfíbol, piroxeno, olivino; 3) la pirofilita, que puede formarse a partir de minerales ricos en aluminio en la roca original; 4) menos comunes son los filosilicatos del grupo de las arcillas especiales (esmectita-bentonita, sepiolita, palygorskita), que se forman bajo condiciones climáticas muy específicas, o a partir de rocas de composición muy determinada, y que por sus características especiales

confieren al suelo propiedades mecánicas diferentes a las habituales (suelos expansivos, suelos inestables). Los minerales de este grupo juegan un papel muy importante en la textura y en la físico-química del suelo, pues le confieren plasticidad, impermeabilidad, así como otras propiedades mecánicas y de relación entre el suelo y el agua que contiene, en especial en cuanto a la capacidad de sorción e intercambio iónico que pueda presentar.

Por su parte, determinadas arcillas, como sepiolita y palygorskita (arcillas fibrosas) poseen estructuras cristalinas tipo túnel, que pueden albergar cationes y moléculas de líquidos (agua y otros), a través de fenómenos de intercambio iónico con Ca y Mg, y agua ceolítica, lo que hace que la presencia en el suelo de estas arcillas aumente su capacidad de retención de contaminantes.

- ✓ **Carbonatos.** Los carbonatos son minerales frecuentemente formados por el proceso de edafogénesis, aunque debido a su alta solubilidad su acumulación no suele producirse en el horizonte más superficial. De hecho, los carbonatos pueden formarse en los horizontes A o C, pero su acumulación efectiva se produce solo en el horizonte B o de acumulación, como consecuencia de los procesos de intercambio que se producen en el mismo. Una excepción corresponde a los suelos de regiones de climatología semiárida y con abundantes rocas carbonatadas. En estas regiones, los procesos de intercambio con el suelo suelen ser “en ascenso”: las aguas subterráneas ricas en carbonatos ascienden hasta la superficie del terreno por capilaridad o por gradiente de humedad, depositando ahí los carbonatos, y originando los denominados “caliches”, auténticos escudos que recubren la superficie del suelo, como por ejemplo ocurre en buena parte de La Mancha.
- ✓ **Óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio.** Los óxidos e hidróxidos de Fe^{3+} (y a menudo los de aluminio y los de manganeso) son minerales que se suelen acumular en el suelo como consecuencia de procesos de alteración de otros minerales, constituyendo la fase estable del hierro en superficie o condiciones cercanas a la superficie. Se acumulan en forma de agregados: 1) limonita (agregado de óxidos e hidróxidos de Fe), 2) bauxita (de óxidos e hidróxidos de aluminio); y 3) wad (óxidos e hidróxidos de manganeso). Desde el punto de vista estrictamente químico son muy estables, poco o nada reactivos, pero presentan propiedades sorcitivas que hacen que su presencia en el suelo tenga implicaciones físico-químicas notables. En concreto, los óxidos de Mn poseen propiedades interesantes de captación de cationes. Entre éstos caben destacar los óxidos tetravalentes criptomelana, todorokita, litioforita y birnessita. Los dos primeros presentan estructuras cristalinas tipo túnel, mientras que litioforita y birnessita la

presentan en capas. Todos estos óxidos de Mn están basados en unidades tetraédricas de MnO_6 , que comparten vértices o aristas. En las estructuras tipo túnel se pueden introducir los cationes tipo Co^{2+} , Ni^{2+} y Cu^{2+} en las posiciones octaédricas, y poseen propiedades de intercambio catiónico, vacancias y posiciones octaédricas capaces de absorber y estabilizar cationes. En cuanto a las estructuras en capas, es posible que cationes tipo Co^{2+} sustituyen al Mn en las posiciones octaédricas de MnO_6 .

- ✓ **Sulfatos.** La presencia de sulfatos en el suelo suele tener la doble vertiente de que pueden ser minerales relativamente comunes. Sin embargo, al ser compuestos de solubilidad relativamente alta, su acumulación efectiva solo puede producirse bajo condiciones muy determinadas: abundancia de sulfatos (p.ej., yesos) en el entorno inmediato, y clima árido o semiárido. En estas condiciones, y al igual que los carbonatos, los sulfatos podrán acumularse en el horizonte B, o en el A, en este segundo caso en forma de costras o eflorescencias (rosas del desierto).
- ✓ **Otros minerales.** Aparte de los descritos, el suelo puede contener una amplia gama de minerales, en unos casos heredados, en otros formados, todo ello en función de los condicionantes ya mencionados: naturaleza de la roca-sustrato, y factores climáticos. Su importancia e interés pueden ser muy variables.

Agua en el suelo

Con la excepción de las regiones extremadamente áridas, el agua es siempre un componente del suelo, encontrándose en éstos en forma de humedad intergranular o como hielo (suelos tipo *permafrost*), en mayor o menor abundancia en función de factores diversos. Debido a la propia dinámica del suelo, el agua siempre contiene componentes diversos en solución, y ocasionalmente también en suspensión, si bien la ausencia de una dinámica de consideración minimiza este último componente.

En función de la naturaleza y textura del suelo el agua puede encontrarse bien como fase libre, móvil en el suelo (en suelos con altas porosidades y permeabilidades), o bien como fase estática (ab/ad sorbida), en los suelos de naturaleza más arcillosa. En el primer caso el agua podrá tener una cierta dinámica, que mantendrá una cierta homogeneidad composicional, mientras que en el segundo caso podrán darse variaciones composicionales más o menos importantes.

El agua en el suelo suele tener una dinámica bidireccional: el agua de lluvia o de escorrentía, por lo general poco cargada en sales (aunque no siempre), se infiltra desde

superficie, y puede producir fenómenos de disolución, hidrólisis y/o precipitación de las sales que contiene. Por ejemplo, el CO₂ atmosférico induce la formación de ácido carbónico: $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{CO}_3$, que a su vez induce la disolución de carbonatos: $\text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{CO}_3 \rightarrow \text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-$. En épocas secas se produce el fenómeno inverso, y las aguas contenidas en los acuíferos tienden a subir por capilaridad o por gradiente de humedad hasta la superficie, donde se produce su desecación, de forma que durante este proceso de ascenso tienden a perder por precipitación las sales que contienen en disolución. Este proceso puede tener consecuencias desastrosas cuando interviene la mano del hombre, por ejemplo con irrigación de suelos en zonas áridas-semiáridas, con consecuencias de salinización extrema. Ejemplos dramáticos de estos fenómenos se encuentran en algunas regiones de Australia y se están comenzando a observar en Almería debido a la descontrolada actividad agrícola.

La composición del agua contenida en el suelo, en cuanto a su contenido en sales solubles (bicarbonatos, carbonatos, sulfatos, cloruros) estará condicionada, como la mineralogía, por factores de la litología del suelo y su entorno, y por factores climáticos. La proximidad de explotaciones mineras de minerales metálicos sulfurados condicionará por lo general un alto contenido en sulfatos, y a menudo en metales pesados.

Gases en el suelo

El suelo a menudo contiene gases, que pueden tener procedencias diversas: 1) aire atmosférico, que se infiltra desde superficie; 2) gas liberado durante alguna reacción, ya sea estrictamente química: CO₂ liberado por la descomposición de carbonatos en medio ácido; o bioquímica: gases metabólicos de microorganismos: CH₄, CO₂; y 3) ocasionalmente puede contener también radón, gas noble radioactivo que se produce como consecuencia de la fisión natural de isótopos de potasio, torio o uranio, acumulándose sobre todo en los suelos de las áreas graníticas. Estos gases pueden encontrarse en disolución en el agua intersticial, no como fase libre.

Materia orgánica

La materia orgánica que contiene el suelo procede tanto de la descomposición de los seres vivos que mueren sobre ella, como de la actividad biológica de los organismos vivos que contiene: lombrices, insectos de todo tipo, microorganismos, etc. Muestreos realizados por el investigador suizo A. Stöckli en tierras de cultivo con una capa húmica estable han dado como resultado el siguiente promedio por m² de seres vivos en su interior:

4 billones de bacterias y hongos

500.000 flagelados

200.000 ácaros

100.000 colémbolos

80.000 Enchytracide

80 lombrices de tierra

Lo que puede dar idea de la actividad biológica existente en una porción areal pequeña de suelo. Aparte de este componente biológico, en el suelo se produce la acumulación de los restos de estos seres vivos y de otros seres vivos (plantas y animales) que viven sobre su superficie, y cuya descomposición da origen a lo que se denomina humus. En la composición del humus se encuentra un complejo de macromoléculas en estado coloidal constituido por proteínas, azúcares, ácidos orgánicos, minerales, etc., en constante estado de degradación y síntesis. El humus, por tanto, abarca un conjunto de sustancias de origen muy diverso, que desarrollan un papel de importancia capital en la fertilidad, conservación y presencia de vida en los suelos. A su vez, la descomposición del humus en mayor o menor grado, produce una serie de productos coloidales que, en unión con los minerales arcillosos, originan los complejos organominerales, cuya aglutinación determina la textura y estructura de un suelo. Estos coloides existentes en el suelo presentan además carga negativa, hecho que les permite absorber cationes H^+ y cationes metálicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) e intercambiarlos en todo momento de forma reversible; debido a este hecho, los coloides también reciben el nombre de complejo absorbente.

Otro dato relevante con respecto a la materia orgánica es su afinidad por los metales pesados. Cuando éstos se encuentran en disolución, a menudo forman complejos orgánicos solubles, que pueden polimerizarse sobre los complejos moleculares del humus. También pueden formar directamente complejos insolubles con los compuestos del humus. De esta forma, la materia orgánica del suelo a menudo actúa como almacén de estos elementos, si bien puede transferirlos a la vegetación o a la fase acuosa si se produce su descomposición en medio ácido u oxidante.

Otro componente orgánico de los suelos es el ácido fúlvico, que es un tipo de ácido húmico débilmente polimerizado, que interviene en el proceso de podsolización. Junto con las arcillas y el hierro presentes en el suelo, este ácido forma complejos coloidales que por lixiviación son desplazados hasta cierta profundidad, donde finalmente flocculan como consecuencia de actividad bacteriana.

Distribución de los componentes en los horizontes del suelo

Estos componentes que hemos visto se distribuyen por los diversos horizontes del suelo en función de su afinidad y de los procesos que dan origen a cada uno de ellos:

En el horizonte A los procesos predominantes suelen ser los de lavado y oxidación, de forma que suelen acumularse los componentes minerales más resistentes a la meteorización física, junto con los óxidos de hierro y afines. Además este horizonte se caracteriza por la acumulación de la materia orgánica, ya que es el sustrato de la actividad viva.

En el horizonte B se acumulan los componentes químicos precipitados como consecuencia de la dinámica característica de este nivel de intercambio. Los carbonatos, y ocasionalmente los sulfatos, suelen ser sus componentes mayoritarios, si bien en cada caso puede haber diferencias notables, en función de la litología de los materiales existentes en el área. Los componentes orgánicos raramente alcanzan este nivel, o lo alcanzan "*per descensum*", en formas más o menos degradadas.

En el horizonte C no suele producirse acumulación como tal, sino procesos que degradan la mineralogía de la roca original. Por esta razón el horizonte C está formado mayoritariamente por fragmentos de roca cuya mineralogía está siendo sujeta a procesos más o menos avanzados de alteración.

Textura y estructura del suelo

La textura y la estructura del suelo son un reflejo de su organización interna, que a su vez es fundamental para comprender: 1) su comportamiento mecánico, y 2) su comportamiento físico-químico ante la infiltración de los contaminantes, sean éstos de origen antropogénico o no. Los factores que influyen en la textura y estructura son

La granulometría tiene una influencia decisiva, puesto que puede variar desde una gran homogeneidad en tamaño de grano arenoso, hasta la homogeneidad en tamaño arcilloso, lo cual tiene un reflejo en una variabilidad entre texturas arenosas, de alta porosidad y permeabilidad, hasta texturas arcillosas, desprovistas de porosidad efectiva y de permeabilidad.

La composición mineralógica está en buena parte relacionada con la granulometría: la componente de tamaño inferior a $2\ \mu\text{m}$ es, por definición, de naturaleza arcillosa. La composición concreta de esta componente arcillosa influye en el comportamiento mecánico, lo que se traduce también en el en aspecto textural. Así, en suelos en los que predomina un componente mineral no reactivo (p.ej., cuarzo) la carga catiónica o aniónica de las aguas de infiltración permanecerá inalterada. Sin embargo, los suelos reactivos (p.ej., con altos contenidos en carbonatos o en arcillas) pueden inducir cambios importantes en el contenido metálico y pH de las aguas (precipitación de cationes, alcalinización del agua). Por otra parte, algunas arcillas (p.ej., las esmectitas)

tienen la capacidad de incorporar cationes entre sus capas, inmovilizándolos, e incluso de catalizar reacciones.

La humedad confiere al suelo fundamentalmente plasticidad, sobre todo si va acompañada de un alto contenido en arcillas. Su ausencia produce la desecación del suelo, que implica por un lado la posibilidad de que éste se agriete por retracción, y por otro, de que se produzca la precipitación de sales.

La materia orgánica, que favorece la formación de agregados minerales (“terrones”). Por otra parte, este componente posee importantes propiedades químicas que pueden inducir la inmovilización de cationes en disolución. Un caso notable es la incorporación de Hg(II) a la matriz de ácidos orgánicos (húmicos, fúlvicos).

Con estos factores como parámetros de control, la textura viene definida en realidad por las relaciones relativas, porcentuales, de las fracciones granulométricas (figura 4).

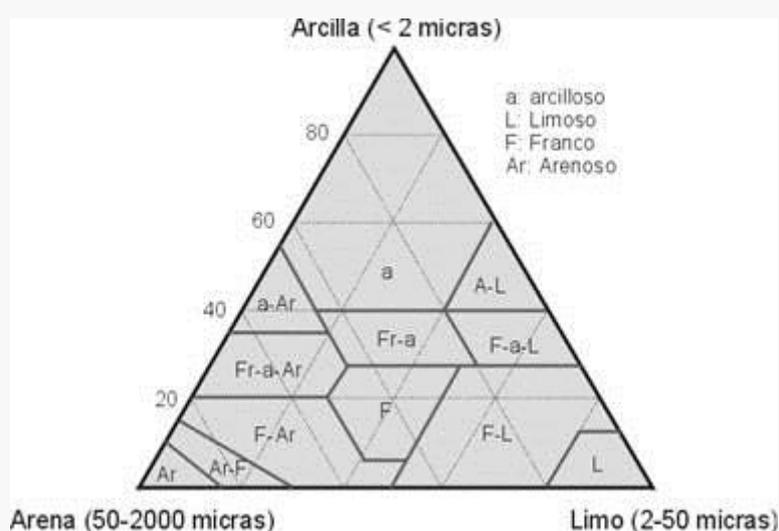


Figura 4.- Esquema de clasificación textural del suelo.

La determinación de la textura puede hacerse también mediante el denominado “Densímetro de Boyoucos”. Este procedimiento es muy utilizado en edafología. Se toman 20 g de suelo (molido y tamizado a un tamaño menor de 2 mm) y se tratan con una solución dispersante de Hexametáfosfato sódico y Na_2CO_3 . El suelo, tratado con 10 ml de la solución dispersante y una cierta cantidad de agua, se deposita en frascos de cierre hermético y se agita durante unos 15 min, y con posterioridad se pasa 1 min por ultrasonidos. A partir de ahí se añade la mezcla a una probeta de 1 litro, enrasando y agitando manualmente durante 1 minuto de manera vigorosa. Al finalizar la agitación cronometraremos: 1) se introduce el densímetro transcurridos los 40 primeros segundos tras la agitación, también se realiza lectura de la temperatura. Esta es la medida correspondiente a la fracción LIMO + ARCILLA; 2) transcurridas

2 horas desde la agitación, se procede a la lectura de la densidad y temperatura de la fracción ARCILLA. Lo restante se corresponde con la fracción LIMO. Para la realización de los cálculos aplicaremos la fórmula:

$$X = \frac{d + (t - 20) * 0.36}{Peso} * 100$$

d= lectura del densímetro

t= temperatura

Por su parte, la **estructura** depende del conjunto de los factores considerados, y describe la forma de agregarse de las partículas individuales del suelo en unidades de mayor tamaño (agregados) y el espacio de huecos asociado. Así, la estructura se describe atendiendo al grado, forma y desarrollo de los agregados. Si no presenta agregados, se dice que el suelo (u horizonte) no presenta estructura, o que ésta es continua (Figura 5). La forma de los agregados puede ser prismática, columnar, laminar, o en bloques, y éstos a su vez pueden ser angulares, subangulares, granulares, etc. (Figura 6).

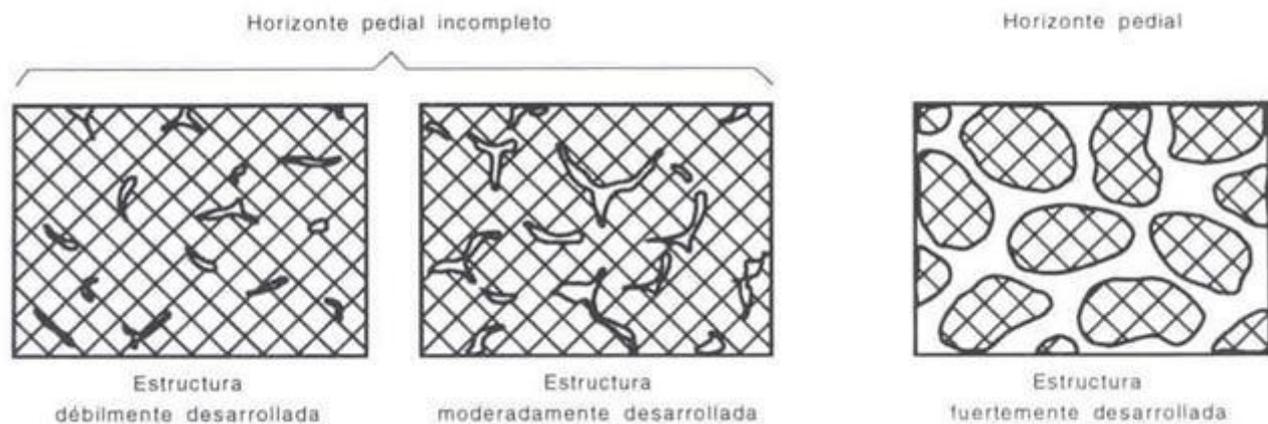


Figura 5.- Aspecto del suelo, en función de su estructura.

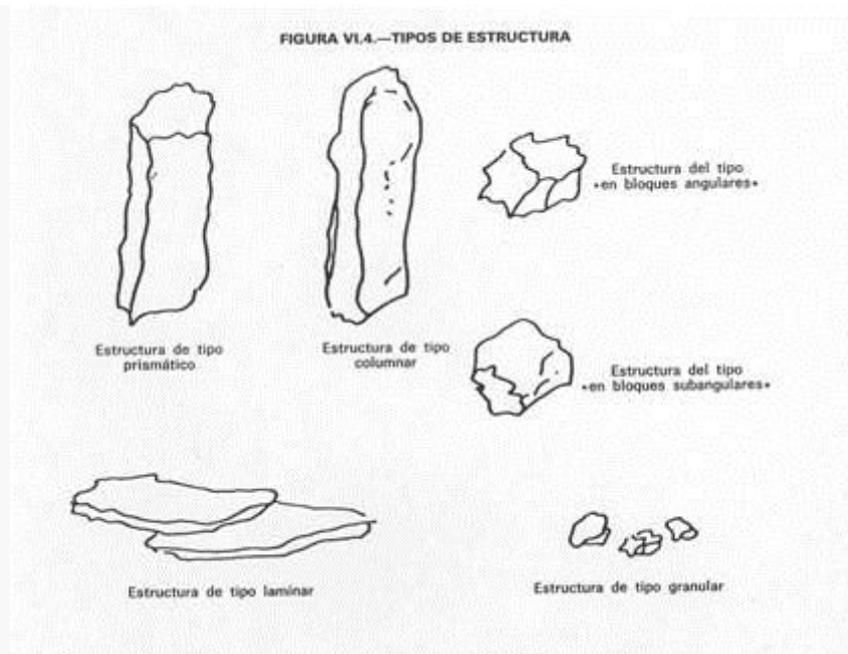


Figura 6: Tipos de estructura

Clasificación de suelos

La clasificación de suelos es un tema complejo y controvertido, existiendo en la actualidad un gran número de clasificaciones de mayor o menor desarrollo, y basadas en criterios muy diversos. Una clasificación básica y extendida en textos generales es la que establece dos grandes grupos: suelos zonales (condicionados por la climatología, y por tanto, característicos de determinadas zonas del planeta) y suelosazonales (condicionados más bien por la litología del sustrato).

En la actualidad, la más usual es la de FAO/UNESCO de 1990, que establece una clasificación básica con 28 **Grupos Principales** de Suelos, en la que la gran mayoría de los nombres terminan en "sol" (soles, en plural) y le antecede un prefijo que corresponde a un importante carácter del suelo. También establece un segundo nivel, que corresponde a 152 **Unidades de Suelos** (FAO, 1990). El nombre de estas Unidades de Suelos está constituido por dos palabras. La primera es la del Grupo Principal al que pertenecen y la segunda refleja el carácter principal que define a cada unidad y la diferencia del concepto central del Grupo Principal. Así, por ejemplo un suelo clasificado como Fluvisol dístico sería un suelo perteneciente al Grupo Principal de los Fluvisoles, que son suelos de baja evolución condicionados por la topografía, formados a partir de materiales fluviales recientes, mientras que el término dístico implica que tiene un grado de saturación en bases (por NH_4OAc) menor del 50%, al menos entre 20 y 50 cm. de profundidad a partir de la superficie.

Otra clasificación muy seguida es la denominada “*Soil Taxonomy*”, establecida por el *Soil Survey Staff* de los Estados Unidos, y que identifica 11 grandes categorías.

TIPO	HORIZONTES, RASGOS CARACTERÍSTICOS	FERTILIDAD	DISTRIBUCIÓN
Vertisol	Ninguno. Alto contenido de arcilla hinchable	Buena	Pastizales de regiones estacionalmente secas (p.ej., India, Sudán, Texas)
Inceptisol	Incipiente; se forma en superficies de terrenos jóvenes	Variable	En todo el mundo; más común en regiones montañosas
Aridisol	Diferenciado, especialmente el horizonte de arcilla	Buena con riego	Regiones desérticas de todo el mundo
Mollisol	Diferenciado, con horizonte de gruesa superficie orgánica oscura	Excelente, especialmente para cereales	Grandes praderas, pampas argentinas, estepas rusas
Espodosol	Diferenciado, con concentraciones de materia orgánica, Al y Fe.	Buena, especialmente para trigo	Bosques septentrionales de Norteamérica y Europa
Entisol	Diferenciado, altamente lixiviado con horizonte de arcilla ácida	Deficiente, requiere fertilizantes	Subtrópicos húmedos, p.ej. SE de EEUU, India, SE asiático
Oxisol	No diferenciado, con tonos vivos rojos y amarillos debidos a minerales de Fe	Deficiente, requiere fertilizantes	Trópicos húmedos: cuencas del Amazonas y del Congo
Histosol	No diferenciado, drenaje deficiente, el más alto contenido en materia orgánica	Variable	Regiones húmedas, tanto frías (turberas) como cálidas
Características de los principales tipos de suelos establecidos en la <i>Soil Taxonomy</i>			

Análisis del suelo

El análisis de un suelo plantea una problemática básica, que es saber para qué queremos conocerlo. Por ejemplo, si es para un estudio agronómico, necesitaremos saber qué nutrientes contiene, en qué forma, su granulometría, etc. Si es para construir una edificación o una vía de transporte, necesitaremos conocer su comportamiento mecánico y los factores que incluyen en el mismo. Si es, como es nuestro caso, para conocer su posible comportamiento frente a la acción de los contaminantes o de la de agentes descontaminantes, necesitaremos otra serie de datos. Así, el análisis del suelo es toda una ciencia que requiere la suma de técnicas muy diversas, cada una de las cuales tendrá más o menos importancia en cada caso concreto.

Las técnicas de análisis del suelo, como las de cualquier otro material geológico, pueden ser de tipo físico, físico-químico, o puramente químico.

Técnicas físicas

Son las que se basan en la medida de parámetros puramente físicos. Las más importantes desde el punto de vista ambiental son la composición mineralógica, la

granulometría, la densidad y la porosidad. También pueden presentar cierta importancia en determinados casos otros parámetros como el volumen, la consistencia, el color y la temperatura.

La composición mineralógica se determina mediante técnicas microscópicas y Difracción de Rayos X (DRX). El estudio de los difractogramas de polvo o de muestras de agregados orientados permite establecer con bastante precisión qué minerales componen la muestra. El diagrama de polvo permite incluso establecer de forma aproximada, semicuantitativa, la proporción en que se encuentra cada mineral, pero solo permite establecer la proporción de filosilicatos (minerales de la arcilla) en su conjunto. El agregado orientado permite identificar de forma más precisa el tipo de minerales de la arcilla presentes en la muestra, y sus proporciones relativas.

La DRX es una técnica muy adecuada para la identificación y cuantificación aproximada de los minerales más abundantes en la muestra, pero problemática para minerales en proporciones bajas o muy bajas. Si necesitamos conocer la presencia de minerales en proporciones bajas, necesitaremos utilizar técnicas de concentración diferencial, que en cada caso podrán ser diferentes, en función de la o las propiedades diferenciales del mineral o minerales que nos interese identificar. Por ejemplo, métodos basados en densidad para minerales metálicos, métodos magnéticos para minerales férricos, etc.

La granulometría nos sirve para establecer de forma cuantitativa el tamaño de los granos que componen una muestra del suelo, que a menudo es un reflejo de otros caracteres de interés, como su porosidad y permeabilidad, comportamiento mecánico, etc.

La técnica básica para conocer la granulometría es el tamizado, que utiliza tamices seriados, con tamaños de apertura de malla decrecientes. Los tamaños que se emplean pueden ser muy variables, aunque se suelen seleccionar con algún criterio, que suele ser lineal o logarítmico. Existen distintas normalizaciones: Internacional: ISO-TC 24; en España, la UNE 7050; en Alemania, DIN 1171 o DIN 4148; en USA, ASTM; en Francia, AFNOR XII-501, etc.

Los resultados de la determinación granulométrica corresponden a los pesos de las diversas fracciones, que se expresan en forma porcentual frente al peso total de la muestra, y se representan o bien mediante diagramas de barras, o bien mediante histogramas acumulados (figuras).

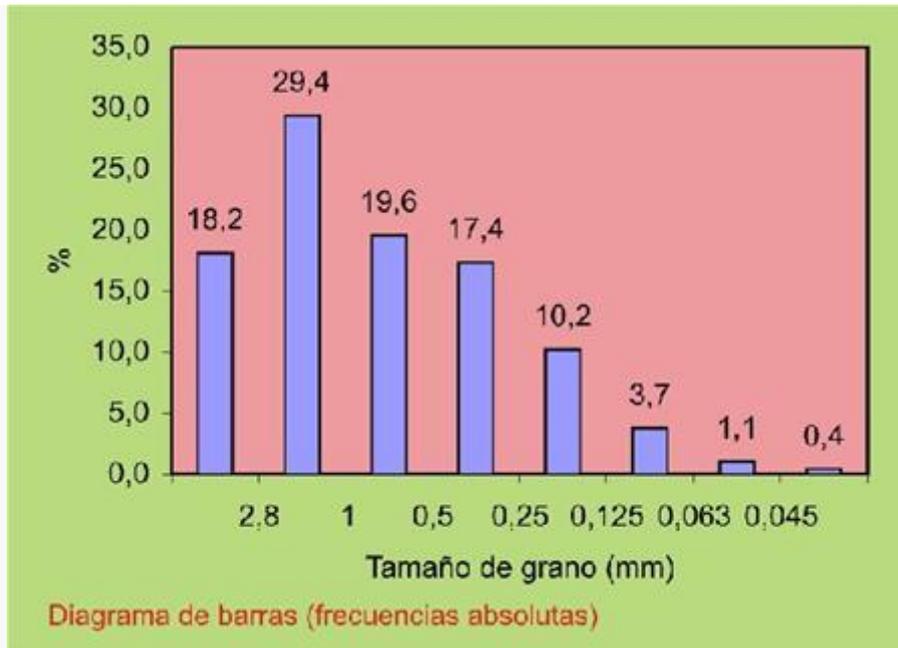


Figura 7.- Histograma de barras, de frecuencias absolutas, referido a la granulometría de una muestra de suelo.

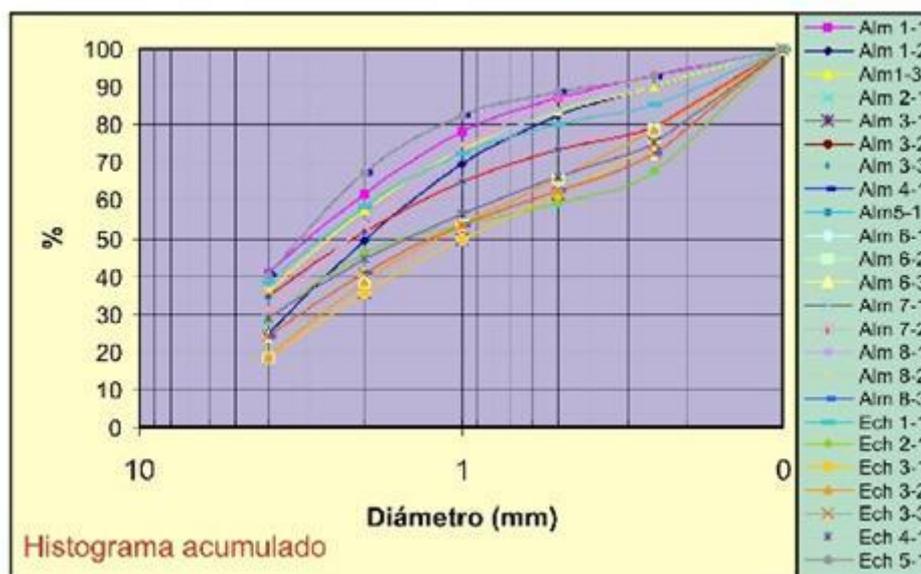


Figura 8.- Histograma de líneas, de frecuencias acumuladas, de la granulometría de una serie de muestras.

Una problemática común en las muestras de suelos es el apelmazamiento, estos es, la formación de terrones. Estos suelen estar formados por minerales arcillosos, que al formar parte de un terrón interpretamos como granos de tamaño considerablemente mayor. Por ello, es conveniente repasar la muestra con un rodillo de amasar antes de llevar a cabo el tamizado, o bien realizar éste “en húmedo”, deshaciendo los terrones con la ayuda de un frasco lavador. Sin embargo, esta técnica solamente nos sirve para tamaños superiores a 0.037 mm (37 μ m), y ya suele ser problemática por debajo de 60-63 μ m, porque “satura” el tamiz. Por ello, para la

granulometría de tamaños finos se utilizan otras técnicas adicionales. Entre ellas, las hay de carácter óptico, que se basan en el análisis de imagen de las partículas en caída, o en difracción de luz o en análisis óptico mediante Rayos X. Estas técnicas ofrecen la posibilidad de establecer granulometría a tamaños hasta del orden de la micra.

La densidad que se mide en los suelos corresponde en realidad a dos parámetros: densidad real y aparente. La real corresponde a la densidad media de la fase sólida del suelo, mientras que la aparente es la que puede medirse directamente, esto es, masa por unidad de volumen, siendo éste el volumen total de la muestra, incluyendo los huecos que contenga. Por lo tanto, esta densidad es sistemáticamente menor que la real.

La porosidad de un suelo o roca es su propiedad de presentar huecos, poros o fisuras. Se expresa por el porcentaje de volumen poroso respecto al volumen total de suelo o roca (porosidad *total o bruta*). Además de esta porosidad total, se define como porosidad *útil* la correspondiente a huecos interconectados, es decir, el volumen de huecos susceptibles de ser ocupados por fluidos. Este concepto de porosidad útil está directamente relacionado con el de *permeabilidad*. La porosidad útil es, en general, inferior en un 20-50% a la total, dependiendo, sobre todo, del tamaño de grano del suelo. Cuanto menor sea este tamaño de grano, más baja será la porosidad útil respecto a la total. También influye la forma de los granos. La diferencia entre porosidad total y porosidad útil expresa el agua (o fluido en general) inmovilizada en el suelo, y recibe la denominación de "*agua irreductible*".

La consistencia corresponde a la resistencia del suelo a la deformación y a fluir bajo la acción de fuerzas mecánicas. El grado de humedad del suelo tiene una influencia decisiva en este parámetro, por lo que es necesario determinarla en mojado (saturada en agua), en húmedo (con un bajo contenido en agua) y en seco.

El color es un parámetro cuyo interés es indirecto, pues constituye un reflejo de otros parámetros físicos, como la composición mineralógica, o químicos, como el contenido en óxidos de hierro o en materia orgánica. Se determina de forma comparativa, mediante la "Carta de Color del Suelo".

Parámetros físico-químicos

Son aquellos basados en determinaciones físicas sobre propiedades con implicaciones químicas. Los más importantes son los relacionados con la capacidad de intercambio iónico, la reactividad del suelo (pH), y el potencial redox (Eh).

La capacidad de intercambio es una propiedad por la cual aniones o cationes del agua pueden intercambiarse con los aniones o cationes contenidos en los minerales del suelo con que está en contacto. Tal como queda planteado en la definición, esta propiedad está relacionada

con la composición mineralógica, puesto que serán determinados minerales presentes en el suelo los que tendrán en realidad esta capacidad. En concreto, los minerales susceptibles de intercambio iónico son las ceolitas (poco frecuentes en los suelos) y determinadas arcillas, sobre todo las del grupo de la esmectita (bentonitas), así como algunos óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso. Se determina mediante un procedimiento estándar, que permite conocer este parámetro, que se expresa en miliequivalentes por gramo (meq/g) (capacidad alta) o meq/100g (capacidades normales en el suelo).

La reactividad del suelo es su capacidad de reacción química, y se traduce en dos aspectos: acidez y alcalinidad, expresados a través de su pH. Es un parámetro especialmente importante en un entorno minero, pues por un lado puede ser el reflejo del grado de contaminación del suelo, y por otro puede implicar un potencial neutralizador o amortiguador de éste frente a determinados procesos: suelos alcalinos frente a ataque ácido, o viceversa.

La medida del pH no es directa, puesto que el concepto se refiere a la reactividad de un líquido. En realidad el pH del suelo es el de su fracción líquida, o de un líquido en equilibrio con el suelo. Por ello, existen distintas formas de medirlo, y en el detalle, distintos parámetros medibles (pH en agua, pH en KCl).

El potencial redox expresa la tendencia del suelo a oxidar o a reducir. Está relacionado con la composición mineralógica y con la presencia de materia orgánica. La tendencia de los minerales del suelo hacia su oxidación o su reducción son los responsables de la tendencia general del suelo. Se expresa mediante el Eh, que mide este potencial en voltios, expresando la disponibilidad de electrones, de forma que a mayor potencial, mayor poder oxidante. La figura adjunta muestra las relaciones entre Eh y pH que pueden darse en relación con el agua contenida en el suelo, y el campo de estabilidad de ésta a 25°C.

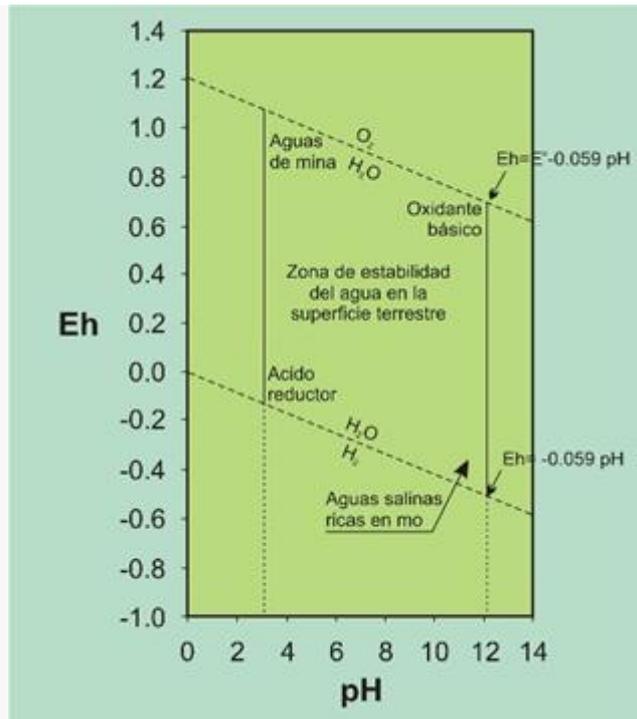


Figura 9.- Diagrama Eh-pH para las aguas naturales.

Análisis químico

El análisis químico del suelo puede incluir una gran variedad de apartados, y puede llevarse a cabo mediante técnicas muy variadas, tanto clásicas como instrumentales. Los tipos de análisis químicos más frecuentes son:

Análisis de contenido en materia orgánica (MO). Es uno de los más realizados, puesto que tiene importancia tanto para estudios agronómicos, como para estudios ambientales, ya que la materia orgánica a menudo actúa, a través de la formación de los compuestos organometálicos, como trampa para la inmovilización de metales pesados.

Su determinación puede realizarse mediante técnicas diversas, aunque las más utilizadas son las que se basan en la valoración de reacciones de oxidación de la MO total mediante reactivos oxidantes, como puede ser el permanganato de potasio o el dicromato de potasio. También es posible su determinación indirecta a partir del contenido total en carbono de la muestra, mediante técnicas instrumentales.

El análisis geoquímico total consiste en establecer su composición de acuerdo con los criterios del análisis geoquímico de rocas, es decir, estableciendo el contenido porcentual en los elementos mayores expresados como óxidos (SiO_2 , Al_2O_3 ...), en elementos menores, que también se expresan como óxidos (MnO , P_2O_5), y el contenido en elementos trazas (expresados en partes por millón [ppm] o partes por billón [ppb]) que se consideren de interés para nuestro

caso concreto. Suele ser necesaria la combinación de varias técnicas instrumentales para llevar a cabo este tipo de análisis: los elementos mayores y menores pueden analizarse por ejemplo mediante Fluorescencia de Rayos X, mientras que para los elementos traza hay una gran variedad de técnicas que pueden ser más o menos adecuadas para cada elemento. Una de las más empleadas, por su bajo coste por elemento, es la espectrometría de plasma ICP. Mayor precisión y exactitud ofrece la espectrometría de absorción atómica, aunque a mayor coste.

Análisis del agua contenida en el suelo. A menudo es un dato de gran interés para estudiar las condiciones de equilibrio entre agua y suelo, incluyendo el potencial de paso de los diversos cationes, entre ellos los metales pesados, del suelo a la fase líquida. Un problema importante suele ser la captación de este agua del suelo, que suele resolverse mediante unas cápsulas de cerámica porosa. Estas se entierran durante un tiempo en el suelo hasta que entra en las mismas una cierta cantidad de agua. Una vez captada, el tipo de análisis a realizar será variable en función del problema planteado.

Otros análisis pueden ser tan variados como nuestras necesidades. Puede ser necesario detectar contaminantes orgánicos específicos en el suelo, para lo que se emplearán técnicas instrumentales específicas tales como la cromatografía o colorimetría.

Suelo y Salud humana

El suelo, como soporte de las actividades agrícolas y ganaderas, pero también como filtro natural de las aguas de infiltración, tiene una influencia indirecta en la salud humana. La contaminación del suelo puede transmitirse, como veremos en el tema correspondiente, a la flora y fauna, que a menudo son parte de nuestra dieta, y a las aguas superficiales y subterráneas, produciendo la problemática que hemos visto en el tema anterior.

Por otra parte, la contaminación del suelo produce efectos directos en el mismo, sobre todo en lo que se refiere a su productividad. Por ejemplo, las sales cloruradas, que puedan proceder de vertidos mineros, causan la esterilidad del suelo frente a la producción vegetal. El pH excesivamente alto o excesivamente bajo, producido o no por mecanismos de origen minero, puede igualmente producir este fenómeno. Ello no afecta directamente a la salud humana, pero sí al desarrollo económico y social.

En cualquier caso, lo normal es que las zonas que han estado sujetas a actividades mineras que implican procesos de metalurgia extractiva, presenten diversos grados de contaminación por metales pesados y otros contaminantes. Como hemos dicho anteriormente, dicha contaminación queda normalmente fijada en los suelos del entorno de la explotación minera. En este caso, lo importante es decidir si esa contaminación presenta o no un riesgo de

salud pública o para el medioambiente. Aquí resulta clave tratar el problema del uso final de la tierra: agricultura, ganadería, vivienda, esparcimiento, etc.

Si los suelos presentan contaminación, resulta obvio que los contaminantes acabarán tarde o temprano afectando a la gente. Por esa razón resulta vital estimar “cuanto”, y “por cuanto tiempo”. Por ejemplo, no es lo mismo una exposición a un determinado tipo de contaminante durante horas, días, meses o años. Como vimos en otro capítulo sobre salud y agentes tóxicos, hay metales que se acumulan en el organismo. En cualquier caso, las concentraciones y tiempos máximos de exposición están fijadas por las legislaciones regionales, nacionales, o supranacionales.

Citábamos antes cuatro posibles usos del suelo, agricultura, ganadería vivienda y esparcimiento. Los riesgos asociados son diferentes. En el primer caso resulta evidente que algún grado de absorción del contaminante por parte de las plantas existirá. Tendremos por tanto que determinar “cual” es el grado de absorción de dicho tóxico por la planta, y en que parte de ella se concentra. Aclaremos que no todas las plantas concentran igual, y que la distribución del contaminante en estas varía. En algunos casos este puede concentrarse en las raíces, en otro en las hojas, o en los tallos. Por otra parte, si los suelos presentan algún grado de contaminación por metales pesados y el ganado pasta sobre esos suelos, parte de los contaminantes entrarán en el organismo del animal. Queda por determinar, si dicho contaminante se acumula, cuanto se acumula y donde lo hace.

En el caso de viviendas la situación puede ser crítica, ya que como todos sabemos, el polvo es una constante en los hogares. Ese polvo puede provenir del entorno inmediato, como en el caso de las nuevas urbanizaciones construidas sobre terrenos destinados a otros usos previos. Si consideramos además que gran parte de las nuevas edificaciones son suburbanas, del tipo chalets, y que estos tienen jardines, tendremos que llegar a la conclusión que el uso previo de los suelos resulta una materia de la mayor importancia. El polvo puede constituir por lo tanto un vector de propagación de la contaminación por metales pesados en los hogares. Pero los riesgos no acaban en el polvo, sustancias tóxicas como el mercurio pueden escapar de los suelos en forma gaseosa, infiltrándose en los hogares. Al respecto, y aunque rara vez se trata de una contaminación causada por el hombre, el gas radón, que emana naturalmente de los substratos graníticos, constituye un factor de riesgo importante, que suele acumularse en los sótanos de las casas. Una buena ventilación de los mismos puede mitigar el problema. Sumemos finalmente a esto las infiltraciones en el sistema del agua potable.

En el caso de los parques (o áreas de esparcimiento en general) cabe evaluar el grado de exposición (y tiempo de la misma) que tendrán las personas en general, y los niños en particular. Recordemos que a estos, en particular a los más pequeños, les gusta jugar con tierra.

De esta manera tenemos que reconocer que los suelos contaminados constituyen un peligro potencial para un gran número de actividades posibles. Obviamente la pregunta principal es **¿a qué llamamos un suelo contaminado?** La respuesta depende de varios parámetros:

- Del agente contaminante.
- Del tipo de especiación del mismo.
- De los valores máximos permisibles de este dependiendo del tipo de uso de la tierra.

Como comentábamos anteriormente estos parámetros son fijados por las autoridades pertinentes a través de la legislación correspondiente. Una vez que se cuenta con esos datos, lo que cabe realizar es la evaluación del riesgo asociado a un suelo concreto en función del uso final del mismo. Para realizar este trabajo, el evaluador ambiental deberá realizar un muestreo del suelo. Como simplemente no es posible analizar toda la extensión de terreno a evaluar, habrá que fijar un sistema que ponga de relieve las características geológicas, mineralógicas, químicas y edafológicas del mismo, y contar con un procedimiento estadísticamente adecuado para la resolución del problema. Dado que las muestras serán pocas, necesitamos trabajar el problema mediante la teoría de las pequeñas muestras, y por lo tanto evaluar las medias mediante el uso de la t de Student. Consideremos el siguiente ejemplo:

Hemos tomado 8 muestras ($n = 8$), donde la concentración del contaminante es la siguiente:

Muestra	Concentración del contaminante
X_1	80
X_2	130
X_3	210
X_4	350
X_5	160
X_6	90
X_7	120
X_8	150

Supongamos ahora que la legislación indica que la concentración máxima aceptable es de "230". A continuación realizaremos una serie de pasos para el establecimiento del intervalo de confianza de la media. Note que dado que el límite inferior no interesa (lo que nos preocupa son los valores máximos de contaminación), solo calcularemos el superior:

$$\text{Media aritmética } (\bar{x}) = 161.25$$

$$\text{Desviación standard } (s) = 86.59$$

$$t \text{ de Student}^{[1]} = 1.895$$

$$\begin{aligned} \text{Límite}_{95} &= \bar{x} + t \cdot s / \sqrt{n} \\ &= 161.25 + (1.895 \cdot 86.59) / \sqrt{8} \\ &= 219.26 \end{aligned}$$

De esta manera el límite superior de las fluctuaciones de la media de la pequeña muestra está en 219.26, para un límite de confianza del 95%. Esto significa que valor medio del contaminante en los suelos muestreados se encuentra por debajo de lo que la legislación indica como valor máximo permitido (230), y por lo tanto la zona pasa el test..

Si el límite de confianza fuera superior (por ejemplo, al 99%), el límite superior del intervalo de confianza de la media también lo sería:

$$t \text{ de Student}^{[2]} = 2.998$$

$$\begin{aligned} \text{Límite}_{99} &= \bar{x} + t \cdot s / \sqrt{n} \\ &= 161.25 + (2.998 \cdot 86.59) / \sqrt{8} \\ &= 253.03 \end{aligned}$$

En este caso vemos que las fluctuaciones de la media quedan por encima del valor recomendado (230) y por lo tanto la zona no pasa el test.

De esta manera, todo depende del límite que queramos escoger o que venga dado por la legislación vigente para el cálculo final. Examinemos ahora el mismo caso cambiando las condiciones a un muestreo aun más pequeño: 5 muestras.

Muestra (*)	Concentración del contaminante
X ₁	80

X ₄	350
X ₅	160
X ₆	90
X ₇	120

(*): misma numeración que en el ejemplo anterior

Media aritmética (\bar{x}) = 160.0

Desviación standard (s) = 110.68

t de Student^[3] = 2.132

Para un límite de confianza del 95%:

$$\text{Límite}_{95} = \bar{x} + t \cdot s / \sqrt{n}$$

$$= 160.0 + (2.132 \cdot 110.68) / \sqrt{5}$$

$$= 265.53$$

En este caso estamos por encima del valor máximo estipulado (230) y por lo tanto, los datos no pasan el test.

Dado que se trata de la misma zona, pero con menos muestras, podemos observar directamente como el número de estas puede afectar sensiblemente el tipo de decisión a tomar.

Ante un resultado adverso las decisiones a tomar pueden ser de tres tipos:

- Abandonar la zona.
- Iniciar labores de remediación en la zona.
- Aumentar el número de muestras para disminuir el grado de incertidumbre de la media.

Dado que las dos primeras pueden implicar un alto coste económico, la tercera parece la más razonable; ahora bien, si los resultados del test siguen siendo adversos, entonces habrá que pensar definitivamente en las opciones anteriores, y la elección entre una y otra será económica.

Bibliografía

ITGE (1995). Contaminación y depuración de suelos. Publicaciones del ITGE. 330 pg.

Porta, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C. (1999) Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. 849 pg.

SEISnet - Sistema Español de Información de Suelos sobre Internet. <http://leu.irnase.csic.es/microlei/microlei2.htm>

Soil Survey Division, Natural Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture. Official Soil Series Descriptions [Online WWW]. Available URL: "http://www.statlab.iastate.edu/soils/osd/" [Accessed 23 Mar 2001].<http://www.statlab.iastate.edu/soils/index.html/>

^[1] Para un límite de confianza del 95%, n= 8 y por lo tanto 7 grados de libertad

^[2] Para un límite de confianza del 99%, n= 8 y por lo tanto 7 grados de libertad

^[3] Para un límite de confianza del 95%, n= 5 y por lo tanto 4 grados de libertad

5.- Minería y suelo (II). La contaminación del suelo

Contaminantes en el suelo

Contaminantes de origen minero

Vulnerabilidad del suelo ante los contaminantes químicos

Procesos de precipitación/disolución

Procesos de sorción/desorción

Reacciones de complejación

Bibliografía

5.- Minería y suelo (II). La contaminación del suelo

Uno de los efectos más indeseados de la actividad industrial y minera es la contaminación del suelo. Pero ¿en qué consiste? ¿cuales son los contaminantes que pueden afectar al suelo, y qué efectos tienen sobre sus propiedades físicas y químicas? A lo largo de este capítulo intentaremos entregar una visión general sobre el tema, analizando los aspectos químicos y mineralógicos del mismo.

Contaminantes en el suelo

El suelo es, por principio, el sitio donde van a parar gran parte de los desechos sólidos y líquidos de cualquier actividad humana. Indiquemos no obstante, que los suelos son también el receptáculo de los desechos no deseables de origen geológico, por ejemplo, de las aguas ácidas con metales pesados provenientes de mineralizaciones sulfuradas aflorantes.

Todo lo que no es de utilidad en los procesos industriales, mineros, urbanos, agrícolas, etc., se acumula en el suelo, en general sin mayores precauciones. Con ello, la escombreras mineras, los productos producidos en una fábrica, muchos desechos líquidos, se han venido depositando sobre los

suelos sin control alguno a lo largo de siglos e incluso milenios (recordemos los desechos urbanos y mineros de la Roma clásica).

Por otra parte, la actividad agrícola se ha venido enfrentando durante las últimas décadas a la necesidad de aumentar la producción, sobre dos bases principales: el abonado, y el control de plagas. No tiene relación directa con el tema minero, pero lo cierto es que sus efectos sobre el suelo han sido cualitativa y cuantitativamente mucho más agresivos y devastadores que la actividad minera. Baste con mencionar dos ejemplos, el uso intensivo de nitratos y fosfatos. En países como Reino Unido y Francia existen serios problemas de contaminación de acuíferos con compuestos nitrados. A efectos de comparar la actividad agrícola y la minera basta con observar desde el coche en una carretera cualquiera el impacto de una y otra actividad: mientras es muy difícil ver una mina, los campos dedicados a la agricultura se encuentran por doquier. Recordar que en éstos se vierten anualmente toneladas de fertilizantes y plaguicidas.

En definitiva, las actividades industriales y mineras por un lado, y las agrícolas por otro, han dado origen al problema de que muchos productos de origen humano, o formados gracias a las actividades humanas, han ido a parar a los suelos, generando a su vez otros problemas: la contaminación de aguas subterráneas, la bajada de productividad agrícola, la contaminación de cultivos, y el envenenamiento de ganado, afectando de forma directa, y en mayor o menor grado en casa caso, a la economía y a la salud humanas.

La figura 1 muestra la distribución temporal de los distintos contaminantes o indicadores de contaminación a partir de estudios realizados sobre rocas sedimentarias recientes. Observamos que, salvo algunas inflexiones apreciables debidas a la concienciación sobre estos problemas, el efecto de dispersión de estos contaminantes se sigue produciendo en muchos de ellos.

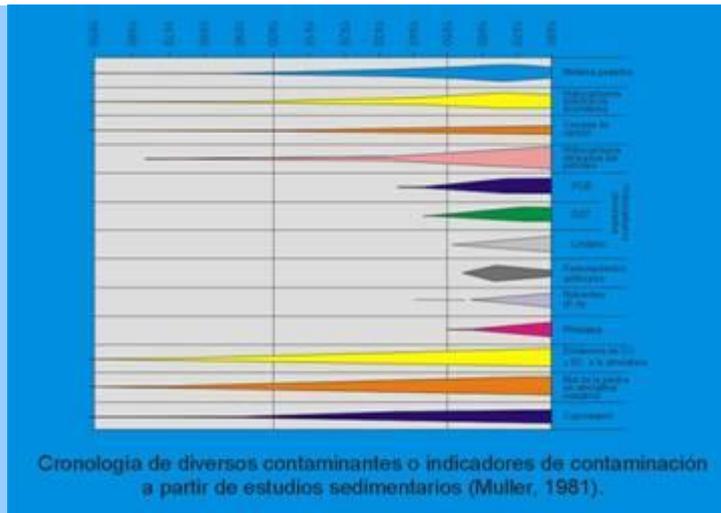


Figura 1

Buena parte de ellos se pueden considerar, de forma más o menos clara, relacionados con la actividad minera: los metales pesados (aunque una buena parte proceden de procesos de combustión: plomo en las antiguas gasolinas), las cenizas de carbón, los hidrocarburos (procedentes de procesos de transporte), los radionucleidos artificiales, las emisiones de gases derivados de la combustión de carbón. Incluso un mecanismo “geológico” es un excelente indicador de los procesos de contaminación atmosférica: el mal de la piedra, que afecta de forma cada vez más evidente a los monumentos, sobre todo a los situados en la atmósfera urbana, fuertemente agresiva. Venecia es una de las ciudades más afectadas por este proceso. Las esculturas y frisos de mármol son particularmente sensibles al ataque químico en medio ácido, a través de la disolución de carbonato cálcico, principal constituyente del mármol:



A pesar del impacto directo de los contaminantes sobre el suelo, el interés social sobre la protección (y aún más, sobre la recuperación) de éste ha sido muy posterior al manifestado por el aire y el agua, probablemente porque los efectos de esta contaminación no son tan evidentes, sino que se ponen de manifiesto a más largo plazo.

En la actualidad, la legislación medioambiental en los países desarrollados pone especial énfasis en la multifuncionalidad del sistema suelo-agua, considerando como sus principales funciones las relativas a: medio y soporte de transporte, filtro de agua, crecimiento vegetal y medio participativo en los ciclos bioquímicos. Las medidas de protección del suelo están orientadas a la prevención de la contaminación local fomentando las medidas de

aislamiento y control, así como la reglamentación de emisiones aceptables para contaminación difusa que aseguren el cumplimiento de las funciones del suelo. En los países más avanzados se trabaja en la línea de intentar asegurar la recuperación de los suelos afectados por el problema, impidiendo la venta de terrenos hasta tanto el propietario actual no lleve a cabo esta tarea, de forma que el problema no quede bloqueado por una transferencia de propiedad que diluya responsabilidades.

Contaminantes de origen minero

La minería en su conjunto produce toda una serie de contaminantes gaseosos, líquidos y sólidos, que de una forma u otra van a parar al suelo. Esto sucede ya sea por depósito a partir de la atmósfera como partículas sedimentadas o traídas por las aguas de lluvia, por el vertido directo de los productos líquidos de la actividad minera y metalúrgica, o por la infiltración de productos de lixiviación del entorno minero: aguas provenientes de minas a cielo abierto, escombreras (*mineral dumps*), etc., o por la disposición de elementos mineros sobre el suelo: escombreras, talleres de la mina u otras edificaciones más o menos contaminantes en cada caso.

Ya hemos visto en los temas anteriores lo que se refiere a las emisiones mineras a la atmósfera y agua, pero ¿cómo actúan éstas sobre el suelo? ¿Qué interacciones originan?

La presencia de **gases** contaminantes de origen minero en la atmósfera constituye sin duda un problema menor frente a los de origen industrial o urbano. Esto es debido a que sus volúmenes, comparados con los emitido por otro tipo de actividades, suelen ser limitados. Las excepciones son las relacionadas con la actividad metalúrgica (sobre todo de sulfuros) o de procesos de combustión directa de carbón. En estos casos, las emisiones gaseosas suelen ser ricas en SO₂-SO₃, lo que implica, como vimos en su momento, la formación de la denominada “lluvia ácida”, cargada en ácidos fuertes como el sulfúrico o el sulfuroso (pasos secuenciales):



Al llegar estos ácidos al suelo producen efectos devastadores sobre la vegetación, infiltrándose en el suelo. Cabe destacar también la acción sobre las

aguas continentales (lagos), que puede ocasionar la muerte de peces y otros habitantes de esos ecosistemas.

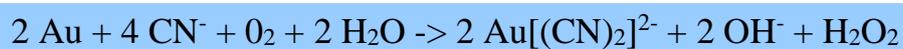
La lluvia ácida puede producir efectos más o menos importantes en función de la alcalinidad del suelo: cuando el suelo contiene abundantes carbonatos tiene una alta capacidad de neutralizar estos efectos, mediante la formación de sulfato cálcico y liberación de CO_2 . A su vez, el CO_2 liberado en el proceso puede combinarse con el agua del suelo produciendo ácido carbónico y bicarbonatos, que en todo caso son menos fuertes que los ácidos derivados del azufre. Así pues, en ausencia de agentes neutralizadores (carbonatos) la lluvia ácida acaba produciendo una acidificación del suelo, que degrada y oxida la materia orgánica que contiene, reduciendo considerablemente su productividad agronómica y forestal. Además, puede producir tanto la movilización de algunos componentes a través de la formación de sales solubles, como la inmovilización agronómica de otros, que pueden pasar a formar compuestos insolubles, no biodisponibles.

Por su parte, los vertidos o efluentes **líquidos** que llegan al suelo pueden tener efectos muy variados en función de su composición. En el epígrafe siguiente hablaremos más en detalle de este tema.

La disposición de elementos mineros **sólidos** sobre el suelo puede tener sobre éste efectos variados:

- ✓ La de escombreras (*mineral dumps*) puede inducir la infiltración de aguas de lixiviación, más o menos contaminadas en función de la naturaleza de la mena presente en la escombrera en cuestión. Por ejemplo, mientras hay minerales fácilmente lixiviables (p.ej., pirita, esfalerita), otros son mucho más estables (p.ej., galena). De esta manera, es más fácil introducir en las aguas Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} que Pb^{2+} . También produce un importante efecto de apelmazado del suelo, relacionado con el peso de los materiales acumulados, que cambia completamente el comportamiento mecánico de éste incluso después de retirada la escombrera. Otro efecto es el de recubrimiento, que evita la formación y acumulación de la materia orgánica, y el intercambio de gases con la atmósfera.
- ✓ La de los procesos derivados de la lixiviación en pila (*heap leaching*), comúnmente utilizados para la extracción metalúrgica

de uranio, cobre y oro. La mena triturada es dispuesta en agrupamientos rectangulares de unos metros de altura sobre bases impermeables. En el caso del uranio y del cobre las pilas se riegan mediante aspersores con una solución de ácido sulfúrico (en el caso del cobre, se pueden introducir también bacterias de tipo *T. ferrooxidans*). La química del proceso es similar a la que vimos en el Tema 3 sobre drenaje ácido ([ver](#)). En cuanto al oro, su lixiviación se basa en la utilización de compuestos cianurados (normalmente cianuro de sodio). La pila también se riega con aspersores, y el proceso químico es del tipo:



- Aunque en todos los casos se utilizan superficies basales impermeables bajo las pilas, las infiltraciones son siempre posibles. Por otra parte, el viento puede formar aerosoles, arrastrando a áreas más o menos alejadas estos productos.
- ✓ La de talleres de mina es una de las que tienen un mayor potencial contaminante, derivado de la presencia de hidrocarburos en grandes cantidades: depósitos de combustible para repostar, aceites pesados lubricantes, etc., cuyo vertido accidental suele ser bastante común, y tienen una gran facilidad de flujo y de infiltración en el suelo.
- ✓ Otros edificios mineros (lavaderos, polvorines, oficinas, etc.) pueden producir efectos más o menos importantes, en función de factores diversos: existencia de instalaciones anexas, empleo de reactivos más o menos tóxicos, condiciones de almacenamiento de éstos, etc.

En definitiva, la minería puede producir sobre el suelo alteraciones más o menos importantes de carácter físico, físico-químico y químico, que en general ocasionan su infertilidad, o en el peor de los casos, mantienen su fertilidad pero permiten el paso de los contaminantes a la cadena alimenticia, a través del agua, o de la incorporación de los contaminantes a los tejidos de animales o vegetales comestibles.

Vulnerabilidad del suelo ante los contaminantes químicos

Uno de los principales problemas que puede producir la minería es la adición al suelo de una fase líquida. Esta habitualmente presenta una composición muy diferente a la que habitualmente se infiltra en el mismo en ausencia de actividades mineras (agua de lluvia). Las interacciones resultantes pueden ser muy variadas en función de la composición química del fluido, la mineralogía del suelo, y el factor climático (temperaturas medias, abundancia y frecuencia de lluvias).

Los efectos en el suelo en relación con la presencia de contaminantes pueden ser variados, e incluso variar con el tiempo o con las condiciones climáticas. En unos casos los contaminantes se acumulan en formas lábiles, de alta solubilidad, de forma que están disponibles para que los animales y vegetales que viven sobre el mismo puedan captarlos, y sufrir sus efectos tóxicos. También pueden facilitar la contaminación de los acuíferos, ya que las aguas de infiltración pueden incorporar a éstos los contaminantes. Pero también pueden tener un efecto absorbente, actuando como un biofiltro altamente reactivo que facilita la inmovilización de los contaminantes gracias a procesos físicos (filtración), físico-químicos (neutralización), químicos (sorción, precipitación, complejación, degradación química) o biológicos (biodegradación). En este sistema juegan un papel especialmente importante las arcillas, debido a sus propiedades de absorción, adsorción e intercambio iónico. Sin embargo, cuando se supera la capacidad de amortiguación del suelo, éste se convierte de hecho en fuente de contaminación. De igual forma, un cambio en las condiciones climáticas puede producir la reversibilidad del proceso. Por ello a menudo se habla de que la presencia de contaminantes en el suelo constituye una **bomba de tiempo química**, que aún si en un determinado momento no produce efecto alguno, si puede hacerlo en un futuro. Por ejemplo, si la erosión del mismo induce un transporte de los contaminantes a otras áreas.

En relación con ello, tenemos que definir el concepto de **Carga Crítica** de un suelo, como la cantidad máxima de un determinado componente que puede ser incorporado a un suelo sin que se produzcan efectos nocivos.

Esto nos lleva a otros conceptos importantes en lo relativo a la presencia de contaminantes en el suelo: los de geodisponibilidad y biodisponibilidad.

La geodisponibilidad es la consecuencia directa de la actividad minera: al llevar a cabo la explotación minera de un yacimiento, se ponen a disposición del medio geológico unos elementos que antes no lo estaban, o lo estaban de forma mucho más limitada. Cabe destacar, no obstante, que muchos

yacimientos minerales, particularmente los de menas sulfuradas, son en sí fuentes naturales de contaminación ambiental. Esto depende en gran medida de si son o no aflorantes, de su profundidad (en especial, si se localizan por encima o por debajo del nivel freático), composición mineralógica, etc.

La biodisponibilidad, por su parte, sería “el grado por el cual un contaminante en una fuente potencial, está disponible para ser tomado por un organismo”. Por ejemplo, muchas plantas tienen la capacidad de absorber determinadas concentraciones de elementos pesados, siempre que se encuentren en el suelo en formas solubles, o asociados a nutrientes básicos.

En definitiva, la minería pone a disposición del medio ambiente una serie de sustancias potencialmente tóxicas, pero que por lo general han de sufrir una serie de transformaciones físicas, químicas y biológicas para que puedan entrar en la biosfera. No obstante, y parafraseando la letra de una canción del grupo español Mecano, podríamos decir de la minería: “no podemos vivir sin ella, pero con ella tampoco”. El *Nevada Bureau of Mines* (USA) lo ha expresado de la siguiente forma: “*If it isn't grown, it has to be mined*”. Sin embargo, hoy por hoy se están adoptando una serie de medidas correctoras que hacen que la minería aún siendo una vecina incómoda, al menos “sí podamos vivir con ella”.

Los procesos concretos que controlan las transformaciones son los siguientes:

Procesos de precipitación/disolución

Los compuestos que constituyen la contaminación pueden formar compuestos insolubles al ser depositados en el suelo. La naturaleza de tales compuestos insolubles dependerá de la composición del suelo, de la composición del contaminante, y otra parte, de las condiciones físico-químicas bajo las que se produce el fenómeno. Algunos ejemplos: el cadmio soluble precipita en forma de CdCO_3 en presencia de carbonatos en el suelo. En otros casos, la formación de los compuestos insolubles está controlada por las condiciones de oxidación-reducción del suelo, de forma que por ejemplo un metal pesado estable en forma de compuesto soluble en condiciones oxidantes puede pasar a formar compuestos insolubles en condiciones reductoras; el mismo caso se produce con el pH: muchos metales pesados forman compuestos solubles a pH ácido, y compuestos insolubles en condiciones de pH alcalino. Naturalmente, el mismo caso puede darse a la inversa con otras especies

mineralógicas. En este sentido, los diagramas Eh-pH constituyen una herramienta útil para predecir el comportamiento de un determinado elemento.

Este tipo de reacciones de precipitación/disolución están sujetas a limitaciones cinéticas: la formación de una fase sólida puede ser una reacción rápida una vez que todos los componentes que forman la fase sólida se encuentran presentes. El precipitado así formado es generalmente una fase mineral de muy baja cristalinidad, muy lábil frente a cualquier cambio en las condiciones que permiten su formación. Con el paso del tiempo, esta fase va adquiriendo una mayor cristalinidad y estabilidad físico-química (p.ej., paso de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ a $\text{FeO}(\text{OH})$, y finalmente a Fe_2O_3). No obstante, cuando uno de los componentes necesarios para formar la fase nueva se encuentra inicialmente en fase sólida en el suelo, la cinética de la reacción suele ser más lenta. Todo ello condiciona la dinámica global del proceso.

Procesos de sorción/desorción

El proceso de sorción puede definirse como la interacción de una fase líquida con una sólida, y comprende en el detalle tres mecanismos: adsorción, precipitación superficial y absorción.

- ✓ La adsorción consiste en la acumulación de una especie del líquido (adsorbato) sobre la superficie de una fase sólida (adsorbente). Es un proceso complejo, en el que se establecen fuerzas de asociación entre ambos componentes de muy diverso tipo: enlaces (covalentes, iónicos, por fuerzas de van der Waals, por puentes de hidrógeno), intercambio de ligandos, energía de orientación dipolo-dipolo, efecto hidrofóbico).
- ✓ La precipitación superficial consiste en la formación de un precipitado cristalino sobre el sólido, que puede tener su misma u otra composición.
- ✓ La absorción implica la incorporación de la o las fases dentro del sólido, de forma más o menos uniforme en la estructura cristalina.

El desarrollo de estos fenómenos en su conjunto depende de las características del *sorbato* y del *sorbente* en varios aspectos: naturaleza de la fase líquida, de la especie o especies implicadas, de las condiciones físico-químicas del entorno, pero sobre todo, depende de la mineralogía del suelo, puesto que cada una de las fases minerales presentes en éste presenta

características propias frente a este fenómeno. En concreto, las **características de la fase sólida** que influyen son:

- ✓ El área superficial. El área superficial de una fase mineral a su vez depende de dos factores principales: su tamaño de grano y su naturaleza intrínseca. En lo que se refiere al tamaño de grano, cuanto menor sea, mayor será la superficie específica para un mismo volumen de la fase. En cuanto a la naturaleza de la fase, cada mineral presenta sus propias características en función de caracteres cristalográficos y físico-químicos. Algunos ejemplos se muestran en la tabla adjunta. A igualdad de otros factores, a mayor área superficial, mayor capacidad de sorción.

Mineral	Área superficial (m ² g ⁻¹)
Caolinita	7-30
Illita	65-100
Montmorillonita	700-800
Óxidos de Mn	30-300
Goethita	40-80

Por ejemplo, la adsorción de plomo (metal pesado altamente tóxico) por parte de la goethita puede ser descrita como un proceso del tipo:

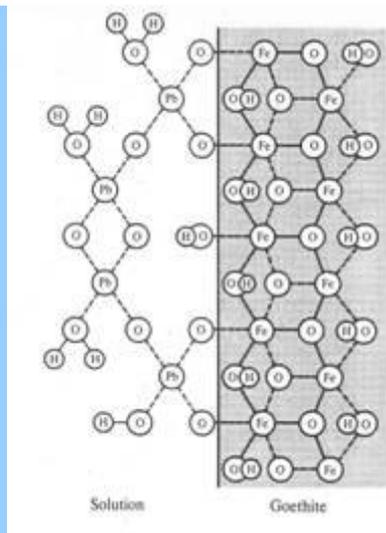
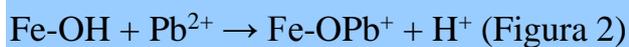
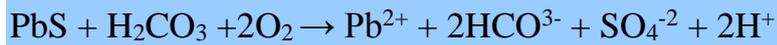


Figura 2.- Fenómeno de adsorción de Pb por parte de la goethita.

Esta reacción tiene importancia en lo que refiere a la fijación de plomo lixiviado de labores mineras o escombreras, un proceso del tipo:



el cual resulta de la interacción de la galena con el ácido carbónico y oxígeno disuelto en el agua de lluvia. El plomo así lixiviado puede migrar a pH ácido, sin embargo, a medida que este sube, el plomo va quedando fijado como catión adsorbido en goethita, y cuando se supera un pH de 6, todo el plomo ha sido retenido. A su vez, la goethita puede haberse generado a partir de la precipitación de Fe^{3+} que venía con el drenaje ácido de mina. Así podemos tener un circuito en el cual minerales como la pirita inician un proceso que lleva a la formación de goethita a lo largo de un curso fluvial a medida que el pH aumenta. Esa goethita a su vez es capaz de capturar al plomo proveniente de la lixiviación de la galena. Mientras más alto sea el pH, tendremos más goethita a lo largo del curso fluvial (disminuye la solubilidad del Fe^{3+}), y mientras más goethita (y mayor pH), mayor adsorción de plomo por parte de la primera (Figura 3).

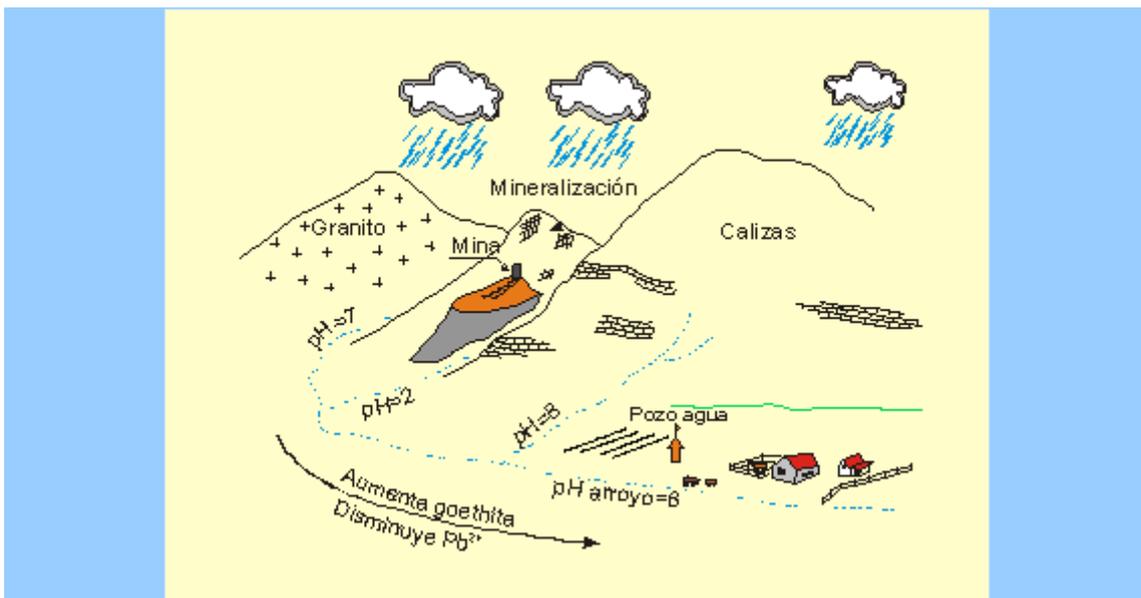


Figura 3.- Esquema de movilidad del Pb en función del pH y de la presencia de goethita en el medio fluvial afectado por actividades mineras.

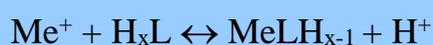
- ✓ La carga estructural desarrollada sobre las superficies cristalinas, que puede ser de carácter eléctrico (cargas positivas o negativas no compensadas por la estructura cristalina, o que quedan libres en la superficie del cristal como consecuencia de su carácter finito), o dependientes del pH a través de la asociación o disociación de protones de los grupos funcionales de la superficie cristalina.

- ✓ La presencia de materia orgánica húmica en el suelo, que permite el desarrollo de otros mecanismos, debido a que está formada por polímeros insolubles de compuestos alifáticos y aromáticos que contienen un gran número de grupos funcionales reactivos (carboxilo, carbonilo, amino, fenol, alcohol, sulfidrilo), susceptibles de enlazarse por diversos mecanismos con los metales pesados u otros componentes de la fase líquida del suelo, mediante fenómenos de complejación superficial.

Por su parte, los *sorbatos* pueden pertenecer a tres grandes grupos, con comportamientos diferentes frente a estos procesos: especies cargadas iónicamente, especies polares no cargadas, y especies apolares no cargadas. La mayor parte de los contaminantes de origen minero de carácter inorgánico, pertenecen al primer grupo, mientras que los dos últimos grupos corresponden fundamentalmente a especies orgánicas. Por tanto, estos contaminantes mineros participarán en procesos que impliquen la neutralización de sus cargas iónicas por los componentes del suelo.

Reacciones de complejación

La formación de complejos, sobre todo de metales pesados, es un factor que puede incrementar de forma muy considerable la solubilidad de éstos. Estas reacciones pueden darse tanto con moléculas orgánicas (naturales o sintéticas) como con radicales inorgánicos. En lo que se refiere a la complejación orgánica, puede resumirse en la reacción:



donde L indica un ligando orgánico o inorgánico.

Entre los ligandos inorgánicos, el cloruro es uno de los formadores de complejos más eficaces en la solubilidad de metales pesados, tanto en ambientes naturales como contaminados. Por otra parte, los complejos metal-cloruros son generalmente menos tóxicos y considerablemente más móviles que los cationes metálicos en el suelo a causa de sus cargas neutras o negativas (CdCl_2^0 , CdCl_3^- , CdCl_4^{2-}).

Con respecto a los ligandos orgánicos, algunos confieren una alta toxicidad a los metales pesados correspondientes: por ejemplo, los complejos metilados del mercurio (metilmercurio, dimetilmercurio). Su formación está relacionada con la presencia en el suelo de agentes quelatantes, de forma que a

mayor contenido del suelo en dichos agentes tendremos una mayor facilidad de movilización de los metales pesados. En concreto, la presencia en el suelo de lixiviados de materiales orgánicos residuales (compost de RSU, lodos) es uno de los factores más importantes en la movilización de los metales pesados presentes en esos residuos.

Bibliografía

ITGE (1995). Contaminación y depuración de suelos. Publicaciones del ITGE. 330 pg.

Krauskopf, K.B.; Bird, D.K. (1995) Introduction to geochemistry. McGraw-Hill, NY, 647 pp.

McLean, J.E.; Bledsoe, B.E. (1992). Behaviour of metals in soils. USEPA Ground Water Issue, EPA/540/S-92/018.

Porta, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C. (1999) Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. 849 pg.

Soil Survey Division, Natural Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture. Official Soil Series Descriptions [Online WWW]. Available URL: "http://www.statlab.iastate.edu/soils/osd/" [Accessed 23 Mar 2001].<http://www.statlab.iastate.edu/soils/index.html/>

Williams, I. (2001) Environmental geochemistry. Wiley, NY, 388 pp.

6.- Minería y suelo (III). Análisis de la contaminación del suelo: Geoquímica ambiental

Tipos de muestreos

Geoquímica de arroyos

Geoquímica de suelos

Preparación de las muestras

Análisis a realizar

Tratamiento estadístico e interpretación de los datos

Especiación

Bibliografía

6.- Minería y suelo (II). Análisis de la contaminación del suelo: geoquímica ambiental

En temas anteriores hemos visto las técnicas que se emplean en el análisis del suelo, y qué tipo de contaminantes son los que podemos encontrar en el mismo. En este capítulo estudiaremos qué parámetros resultan de utilidad en la caracterización de los procesos de contaminación, y como planificar la toma de muestras en el ámbito una zona sujeta a probables procesos de contaminación.

Como en cualquier actividad industrial, uno de los parámetros principales a considerar en el estudio de cualquier proceso es el análisis de su coste económico. Queda por descontado que para caracterizar un proceso en una zona concreta necesitaríamos tantas muestras como sea posible tomar. Esto nos lleva a la cuestión: ¿cuántas muestras? También los análisis a realizar son todos muy importantes y aportan información muy significativa, pero ya hemos visto la amplia gama de técnicas existentes, y todas tienen un solo factor en

común: el coste económico. Es por tanto necesario establecer una sistemática que nos permita tomar las decisiones correspondientes sobre el tipo de muestras a tomar y su distribución, de forma que resulte representativa del conjunto del área, e identificar correctamente el problema.

Tipos de muestreos

Una cuestión importante en el planteamiento del reconocimiento implica establecer como se van a distribuir las muestras para caracterizar arealmente el problema identificado. Siguiendo las pautas de la prospección geoquímica, se pueden considerar dos posibilidades: la geoquímica de arroyos y la geoquímica de suelos.

La geoquímica de arroyos recibe en prospección el nombre de geoquímica estratégica, porque permite cubrir con un número limitado de muestras un área relativamente extensa, identificando de forma bastante aproximada las probables fuentes del elemento o compuesto prospectado, así como la extensión del área en que puedan presentarse efectos derivados de la presencia del elemento o compuesto. En nuestro caso, nos permite localizar la fuente de contaminación, así como la extensión de los agentes contaminantes a lo largo de la red fluvial, donde sus efectos pueden ser de importancia por afectar a aguas con destino humano, animal o vegetal (regadíos).

La geoquímica de suelos recibe también el nombre de geoquímica táctica, pues permite la delimitación precisa sobre el terreno del área afectada por la presencia de un elemento o compuesto. Evidentemente requiere de un conocimiento previo de la posible localización del área problema, que a menudo es aportado por la geoquímica de arroyos.

Geoquímica de arroyos

La geoquímica estratégica o de arroyos tiene por lo tanto una aplicación directa en geoquímica ambiental, en dos campos fundamentales: 1) la delimitación del alcance de un problema conocido a lo largo de una red fluvial; y 2) en la búsqueda del área fuente de una contaminación.

En sus términos más generales, la geoquímica de arroyos consiste en la toma de muestras a lo largo de la red de drenaje de la región estudiada. Estas muestras pueden ser de aguas o sedimentos. En la identificación de procesos de contaminación es importante establecer la procedencia concreta del sedimento a muestrear. Si el proceso de contaminación es reciente, posiblemente será detectable solamente en los sedimentos más recientes, de lecho de cauce,

mientras que si es un proceso que se ha producido a lo largo de un periodo de tiempo prolongado, es posible que afecte también a los sedimentos de la llanura de inundación del cauce. Por ejemplo, no es lo mismo considerar el problema de una actividad minera iniciada hace 20 o 50 años atrás, que el relacionado con una actividad “mileneria”, como puede ser el caso de Río Tinto o Almadén. En este sentido es importante tomar en consideración el régimen de lluvias y procesos de inundación (¿todos los años? ¿cada cuantos años?), ya que no es lo mismo tratar con zonas sujetas a inundaciones periódicas (p.ej., Bangladesh) que con otras donde estos fenómenos son casi impensables (p.ej., vastas áreas del Desierto de Atacama).

Otra cuestión importante es el número de muestras a tomar, definida por la densidad del muestreo y la extensión del área a reconocer. Como el condicionante básico suele ser económico, el número total de muestras a tomar vendrá definido en parte por esta cuestión. En este sentido, hay que buscar un equilibrio entre los costes de muestro y análisis y la representatividad del mismo. Por ejemplo, una densidad de muestreo de 1 muestra/km² puede ser adecuada bajo determinadas circunstancias o catastrófica bajo otras. No existen reglas precisas, ya que las variables a considerar son numerosas. Por ejemplo:

- Tipo de actividad minera (¿metálicos?, ¿sulfuros?)
- Duración de la misma (¿pocos años?, ¿décadas?, ¿siglos?, ¿milenarios?)
- Tipo de contaminante asociado (¿catión?, ¿anión?)
- Características del medio afectado (¿suelo?, ¿de qué tipo?, ¿ríos?, ¿acuíferos?)

Una vez establecidos estos criterios se pasa a llevar a cabo la planificación del trabajo sobre mapas topográficos, y a ser posible, con el apoyo de fotografías aéreas e imágenes de satélite si es preciso. Se delimita la red de drenaje de la zona, identificando las principales cuencas hidrográficas/fluviales, y se señalan como puntos de muestreo las principales intersecciones y desembocaduras de ríos, y de arroyos de mayor entidad. Si con estos puntos se obtiene la densidad deseada, se considera como la red definitiva de muestreo. En caso de que la densidad resultante sea menor de la prevista se señalan también puntos intermedios de los cauces, a intervalos aproximadamente constantes, hasta llegar a la densidad requerida. Puede ver un ejemplo [pulsando aquí](#).

A continuación se pasa al trabajo de campo. Se identifican los puntos señalados sobre el mapa o fotografía aérea, y se señalan sobre el terreno. Esto último se realiza habitualmente con un distintivo que puede ser una estaca de madera y/o una cinta de plástico de color visible a distancia, amarrada a un árbol o similar, con objeto de poder volver a identificar este punto en fases sucesivas del estudio. A continuación se procede a la toma de la muestra, identificando en primer lugar un punto adecuado de la zona del cauce en que tengamos materiales que resulten ser sedimentos propios del río o arroyo. En caso necesario se retira la primera capa de suelo vegetal (Horizonte edáfico A) y se toma una cantidad mínima de entre 0.5 y 1 kg., procurando que se trate de materiales finos, evitando los de mayor granulometría (cantos).

Normalmente, en el caso de los problemas ambientales mineros se combina la toma de muestras de sedimento de arroyo con la toma de muestras de agua, e incluso con la determinación *in situ* de algunos parámetros físico-químicos de las aguas, como pH, conductividad, temperatura, o cualquier otro que se considere de interés, y cuya determinación directa sea posible en el campo (foto 1). Estas determinaciones, que pueden ser algo menos precisas (dependiendo, por otra parte, de la instrumentación de que se disponga), tienen la gran ventaja de la inmediatez, que implica que la medida se hace sobre agua “fresca”, no modificada por una estancia más o menos larga en el contenedor correspondiente.



Fotografía 1.- Medición de pH y conductividad de aguas afectadas por la minería en las proximidades de la mina El Indio (Provincia de Coquimbo, Chile)

Cuando se trata de identificar el alcance de un problema bien identificado (fundamentalmente, el alcance a lo largo de un sistema fluvial de la

contaminación producida por una mina, o una escombrera, o una planta de tratamiento), se suele fijar un criterio definido de espaciado entre muestras sucesivas, y se identifican aquellos puntos que puedan resultar significativos para la concentración, dilución, o variación en general de la concentración del elemento, elementos o compuestos de interés: por ejemplo, las uniones con otros ríos de distinta procedencia, que puedan producir cambios en la físico-química de las aguas resultado de la unión, o los embalses, en los que se pueden favorecer determinados procesos que también pueden afectar a la presencia de los contaminantes en el agua: decantación de partículas sólidas, floculación de arcillas, precipitación por sobresaturación, etc.

Geoquímica de suelos

La geoquímica de suelos se emplea en la caracterización de detalle de la distribución de contaminantes en el entorno de áreas mineras. La principal diferencia con la anterior es que se basa en la toma de muestras en una malla regular, a lo largo de perfiles de orientación definida.

El primer apartado a considerar es, como en la geoquímica de arroyos, el diseño de la red de desmuestra. El punto de partida suelen ser, al igual que en caso anterior, la consideración presupuestaria y el tipo de contaminación que tenemos, lo que condiciona el número de muestras que vamos a tomar. Para el diseño propiamente dicho se determina la dirección que deben tener los perfiles, normalmente perpendicular a la dirección principal que tenga la estructura mineralizada, si bien se pueden considerar otros factores como el topográfico: perpendicularmente a la pendiente del terreno, si ésta es aproximadamente constante, de forma que podemos verificar que los contaminantes sigan este patrón de migración descendente (figura 1). Una vez establecida la dirección que deben seguir los perfiles, hay que determinar el espaciado entre éstos y entre muestras sucesivas a lo largo de cada perfil.

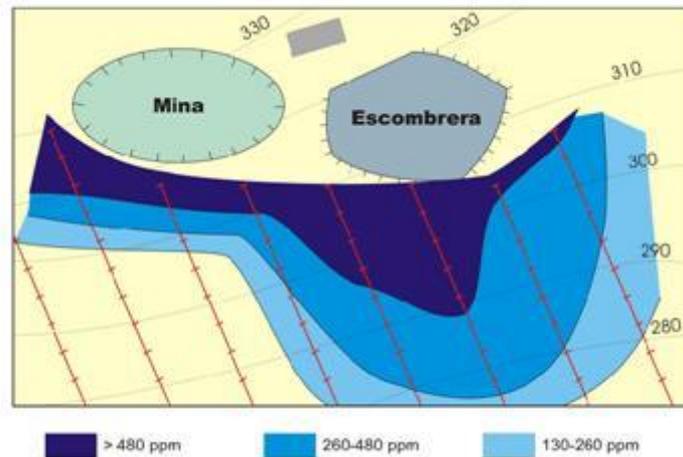


Figura 1. Malla de muestreo propuesta para verificar la contaminación producida por la mina y la escombrera indicadas.

En el trabajo de campo es importante determinar qué horizonte de suelo es el más adecuado para el estudio. Si lo que buscamos es caracterizar los contenidos producidos por la dispersión primaria provocada por la mineralización, independientemente de la producida por la actividad minera, muestrearemos los horizontes más profundos, ya que esta distribución tiene su origen en el subsuelo. Por el contrario, los efectos de la contaminación antrópica (causada por la actividad humana) se transmiten fundamentalmente mediante las aguas superficiales, infiltrándose con mayor o menos facilidad en el subsuelo a lo largo de periodos más o menos largos de tiempo. Por lo tanto, los efectos correspondientes se detectarán mejor en los horizontes más superficiales (A), en los que además la materia orgánica actúa como factor de concentración de los metales pesados, por su afinidad por éstos.

En las regiones áridas la problemática será diferente, debido a que normalmente no se puede hablar de un horizonte A propiamente dicho, sino que nos encontraremos con un regolito con diferentes grados de organización. En ocasiones la parte más superficial puede ser muy rica en sales como nitratos o sulfatos (caso de Atacama, Chile), o simplemente presentar un recubrimiento por un sedimento fino tipo *loess*. No debemos desdeñar este problema, ya que algunas regiones áridas del planeta sustentan una importantísima actividad minera (SW de EEUU, norte de Chile, sur de Perú, Outback de Australia). En cualquier caso estos suelos suelen dar una respuesta bastante homogénea.

Una vez establecidos estos parámetros, se pasa al trabajo de campo, cuyo primer paso es la localización de los puntos de muestreo previstos en la malla diseñada. Estos puntos se localizan adecuadamente mediante taquimetría (o brújula) y cinta métrica, señalizándose mediante estacas de madera o metal, y

se procede a la toma de muestras, mediante métodos “artesanales” (azada, pico, pala: foto 2a) o mediante herramientas diseñadas al efecto (foto 2b).



Fotos 2a (izquierda) y 2b (derecha). En la 2a puede observarse una muestra tomada con medios “artesanales”: azada, pico, etc., mientras que la 2b muestra un muestreo mediante tomamuestras helicoidal.

Preparación de las muestras

Una vez tomadas las muestras, se pasa a su preparación para el análisis. Naturalmente, cada tipo de muestra necesitará tratamientos diferentes:

- Las muestras de agua requieren un almacenaje adecuado, en botes de capacidad adecuada, estancos, y bien identificados mediante rotulación. En algunos casos es conveniente añadir al agua algún

reactivo para facilitar la estabilidad de los compuestos de interés. Por ejemplo, con los metales pesados es conveniente añadir unas gotas de ácido para disminuir el pH, lo que aumenta la solubilidad de los iones metálicos. La foto 3 muestra algunos tipos de botes utilizados para tomar muestras de agua, aunque de escasa capacidad (150-250 ml). A menudo es necesario utilizarlos con capacidades mayores, para garantizar una cantidad adecuada para el tipo de análisis que se requiera.



Foto 3.- Botes de distintos tipos utilizados para la toma de muestras de agua. El de la izquierda es de vidrio, el del centro de teflón, y el de la derecha de plástico, de tipo sanitario.

- Las muestras de sedimentos y de suelos requieren un secado como primer paso. Para ello se extienden sobre papel de filtro o similar, en lugares cálidos, secos y bien aireados, pero evitando excesiva corriente de aire que pueda levantar polvo y mezclar las muestras (Foto 4).



Foto 4.- Muestras de geoquímica dispuestas para su secado.

- Una vez secas, se suele proceder a su cuarteo, para obtener distintas fracciones, que se emplearán para diferentes

determinaciones. Para ello se emplean cuarteadores específicamente diseñados (foto 5a), o el método manual, basado en homogeneizar la muestra lo más posible, hacer con ella un “pastel” y dividirlo en cuatro cuartos. Se toman los cuartos opuestos por el vértice para una fracción y los otros dos para otra, sucesivamente hasta obtener la o las muestras que se requieran. Durante este proceso es conveniente deshacer los grumos de muestra apelmazados por la materia orgánica, para lo cual suele ser muy útil un rodillo de amasar (foto 5b). También es conveniente eliminar los cantos de 1 cm. o superior, que por lo general no suelen tener interés para el estudio.



Fotos 5a (izquierda) y 5b (derecha). En la 5a se muestra un cuarteador de ..., mientras que en la 5b podemos observar el proceso de desapelmazado de una muestra mediante rodillo de amasar.

- Una vez obtenidas estas fracciones o alícuotas de la muestra total, se reserva una para posibles comprobaciones (p.ej., mediante el envío de algunas muestras a otro laboratorio), y el resto se dedican a las determinaciones requeridas.
- A menudo durante la preparación de la muestra se contempla su tamizado, ya que muchas determinaciones químicas se hacen sobre muestras de tamaño de grano específico. Esto es debido a que los elementos a identificar se concentran en determinadas fracciones granulométricas, sobre todo en la fracción arcilla (metales pesados). Para ello se emplean unidades de tamizado (foto 6) adecuadas a la granulometría requerida, que es necesario

conservar limpias entre muestra y muestra para evitar la contaminación de muestras sucesivas. Es conveniente, por tanto, determinar previamente cual es la fracción granulométrica que mejor concentra el elemento en cuestión.



Foto 6.- Torre de tamices.

- En otros casos hay que proceder a la molienda de las muestras. Cuando los elementos de interés pueden estar concentrados en las fracciones más gruesas, se procede a esta molienda para homogeneizar el tamaño de partículas que se envían al laboratorio. En este caso es muy conveniente conocer la composición química del molino o mortero por el o por los que pasan las muestras, para evitar problemas de contaminación. En este sentido es vital la limpieza absoluta del equipo (mediante aire a presión y/o agua, o acetona, para evitar procesos de oxidación) entre muestras sucesivas, para evitar su contaminación.

En definitiva, la preparación de las muestras es un proceso físico, en el que es posible que se produzcan problemas de contaminación, que solamente podrán evitarse siendo extremadamente cuidadosos en la limpieza de los equipos a utilizar y en un control detallado de cada uno de los procesos que llevemos a cabo.

Análisis a realizar

Establecer qué análisis son los más necesarios para caracterizar un proceso de contaminación es siempre la base de un correcto planteamiento del problema. Sin embargo, no siempre es fácil determinarlo. Evidentemente

algunos análisis serán necesarios siempre. Si caracterizamos una contaminación por plomo, será necesario llevar a cabo análisis químicos para este elemento. Ahora bien, si la contaminación es de origen minero, serán también necesarios análisis de otros elementos asociados al plomo en el contexto minero (Zn, Cu, As, Sb, Cd, etc.), mientras que si se trata de una contaminación relacionada con la combustión de gasolinas, serán otros elementos o compuestos los que sea más conveniente analizar.

Por otra parte, los parámetros derivados del análisis químico suelen ser de interés evidente, pero no así los demás. Así, la mineralogía, granulometría, pH, etc., son parámetros que en determinados casos pueden tener un alto interés, aunque es difícil establecer a priori su necesidad de manera clara. La granulometría y textura del suelo pueden ser muy importantes para establecer la posibilidad de infiltración de aguas contaminadas; la mineralogía concreta del suelo, para identificar las zonas con mayores problemas de retención de los contaminantes; el contenido en materia orgánica indicará también la retención de contaminantes, o la posibilidad de aumentar su solubilidad, etc.

Por tanto, establecer la sistemática requiere un análisis detallado de la problemática concreta que queramos abordar, e incluso puede requerir llevar a cabo una campaña experimental en la zona de trabajo (estrategia conveniente), con un número limitado de muestras, que permita establecer relaciones empíricas entre las variables determinadas y el problema abordado.

En cuanto a la o las técnicas analíticas a emplear para este tipo de análisis, podrán ser muy variadas en función del elemento o elementos que nos resulten de interés, así como de la precisión y exactitud que se requiera.

Tratamiento estadístico e interpretación de los datos

El tratamiento de los datos geoquímicos suele llevarse a cabo por medios estadísticos, si bien en algunos casos una anomalía pueda ser obvia en términos numéricos (valores extremadamente altos de un elemento). El tratamiento consiste en reconocer qué valores corresponden a una distribución regional (fondo), y que valores son anómalos. Además, es muy conveniente detectar valores *outlayers*, que son valores aleatorios, puntuales, originados por causas diversas (p.ej., tiros de caza, errores puntuales en el laboratorio, contaminaciones, etc.).

Una sistematización básica pasa por el análisis del histograma logarítmico de frecuencias, dado que es un hecho de observación que los elementos químicos tienen en la naturaleza una distribución log-normal, es

decir, que sobre un histograma de eje X logarítmico se obtiene una curva correspondiente a una distribución gaussiana (una campana simétrica). Cuando esta distribución presenta un carácter bimodal, indicando un cierto exceso de valores altos, interpretamos que estos valores son anómalos frente a la población general o de fondo, y el valor que nos sirve de corte para diferenciar ambas poblaciones recibe el nombre de umbral de anomalía (Figura 2).

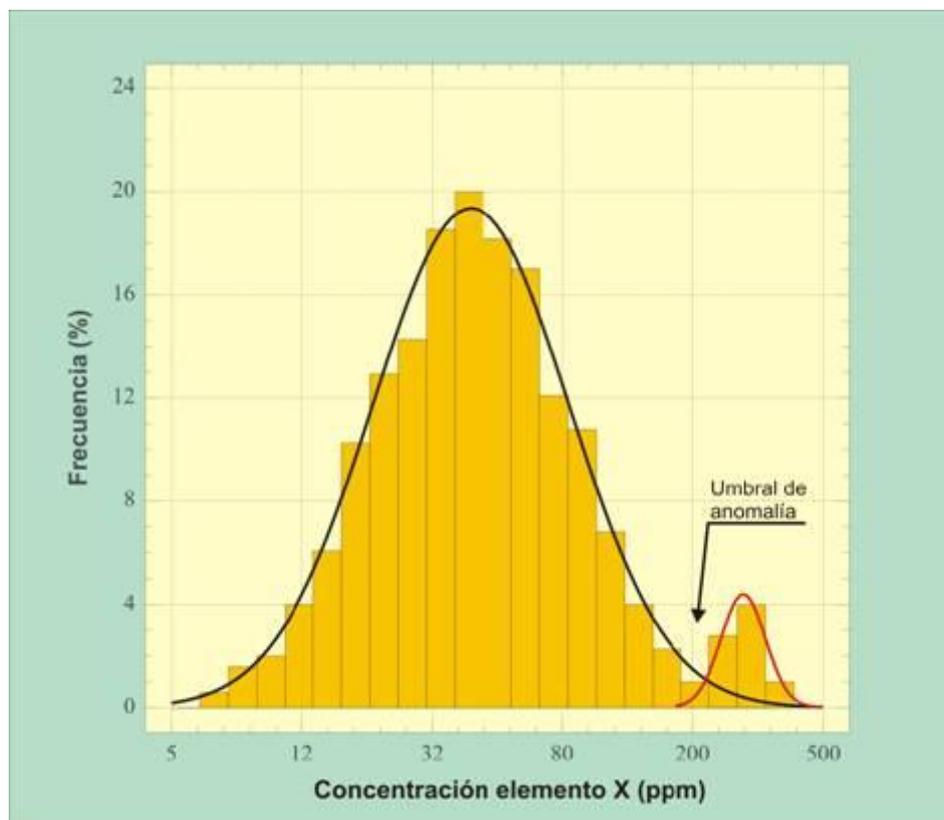


Figura 2.- Histograma logarítmico de la concentración de un elemento X en un reconocimiento geoquímico, en el que se aprecia el carácter bimodal del histograma, y se diferencian claramente las poblaciones de fondo (0-200 ppm) y anómala (>200 ppm), y se establece un umbral de anomalía en 200 ppm.

Cuando disponemos de análisis multielementales, el análisis multivariable de los datos (correlación, análisis factorial, clúster) permite reconocer relaciones entre elementos que pueden ser de gran utilidad para categorizar las anomalías.

La interpretación de estos datos implica varios pasos:

1. Representación sobre planos de los valores anómalos, que nos permita visualizar la extensión regional de los valores anómalos, observando si existe una cierta continuidad entre ellos, o se trata de valores aislados (ver la Figura 1).

2. Definición de los parámetros de continuidad, corrida y anchura de las anomalías y valores implicados en las mismas.

3. Identificación de las posibles causas de las anomalías detectadas, y eventualmente, intensificación del reconocimiento en las áreas de interés.

Especiación

Un problema evidente en los estudios toxicológicos relacionados con la presencia de contaminantes en el medio es el siguiente: no todas las mismas formas de un determinado contaminante tienen los mismos efectos sobre el ecosistema. Por lo tanto, no es suficiente saber cuanto mercurio, cuanto plomo, o cuanto azufre contiene un suelo o un agua, sino que es necesario saber también en qué forma química se encuentra en el mismo. A este respecto resultan vitales los estudios de **especiación** del elemento en cuestión. Algunos ejemplos los aportan metales pesados, como el cromo. Por ejemplo, en la película Erin Brockovich podemos ver que el Cr^{6+} es una especie química de alta toxicidad, mientras que el resto de las especies catiónicas no resultan tóxicas. Del mismo modo, el mercurio es altamente tóxico en forma de complejos organometálicos, sobre todo metilados: metil- y dimetilmercurio resultan muy tóxicos, mientras que otras especies del mismo elemento lo son mucho menos o no lo son. Otro ejemplo viene dado por el accidente que desembocó en el vertido de buena parte de la balsa de lodos de la mina de Aznalcóllar (Sevilla), en abril de 1998. Los grupos ecologistas y los medios de comunicación dieron una gran importancia a los contenidos en arsénico de los lodos, aunque nadie mencionó que dicho arsénico se encontraba inmovilizado bajo la forma de arsenopirita (FeAsS). Cabe destacar que bajo condiciones reductoras esta fase mineral permanece intacta, y por tanto no puede liberar arsénico biodisponible. De hecho, las especies más peligrosas del arsénico son los ácidos metil arsónico (MMA) y dimetil arsónico (DMA).

Por otra parte, la especiación de un elemento puede tener un sentido amplio, que engloba las distintas formas físicas o físico-químicas en las que éste se puede encontrar en el medio: en forma soluble en el agua, en forma de compuesto soluble en medio ligeramente ácido, si soluble en medio oxidante, etc. Esto a menudo está relacionado de forma más o menos directa con la especiación química en sentido estricto, ya que para que un elemento esté en forma soluble en el agua, solamente puede estar como ión disuelto, asociado a aniones o cationes determinados. La determinación de este tipo de especiación

mediante un espectrómetro. De esta forma, simplemente calentando las muestras de forma progresiva y controlada podemos tener una indicación de las formas en que se encuentra el mercurio en la muestra problema (Figura 4).

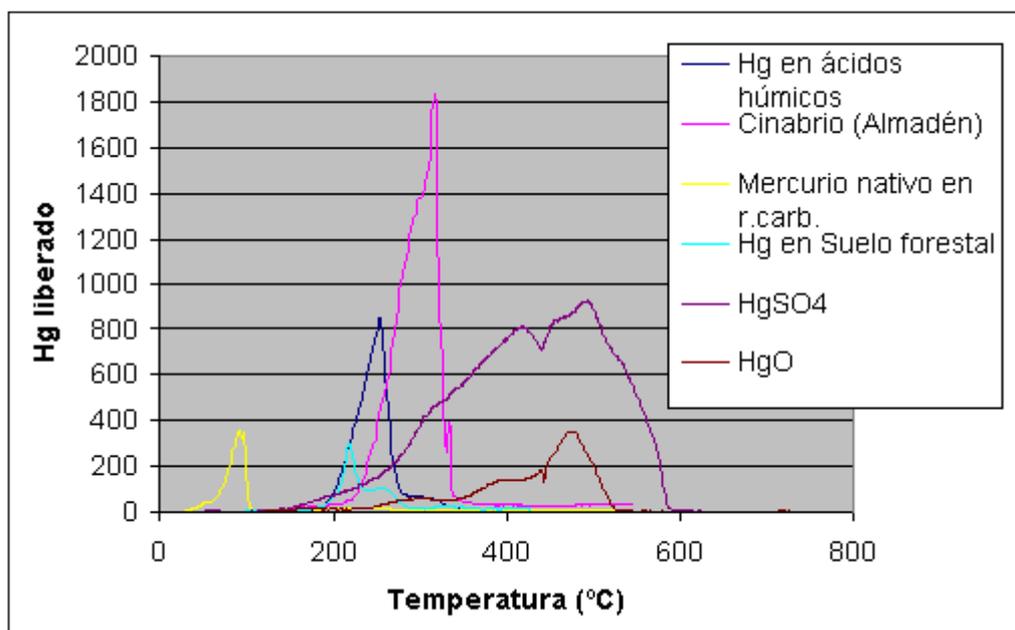


Figura 4.- Especiación térmica (pirolítica) de muestras estándar de mercurio

La especiación química en sentido estricto, es decir, el establecimiento de las formas iónicas o moleculares en que se encuentran los compuestos en las muestras, es siempre más compleja y costosa, ya que suele requerir técnicas instrumentales de alto coste económico.

Bibliografía

- Biester, H.; Scholz, C. (1997). Determination of mercury phases in contaminated soils - Hg pyrolysis versus sequential extractions. *Environ. Sci. Technol.*, **31**, 233-239.
- Biester, H.; Gosar, M.; Müller, G. (1999). Mercury speciation in tailings of the Idrija mercury mine. *J. Geochem. Explor.*, **65**, 195-204.
- Di Giulio R.; Ryan E. (1987) Mercury in soils sediments, and clams from a North Carolina Peatland Water, Air and Soil Pollution 33 205-219.
- ITGE (1995). Contaminación y depuración de suelos. Publicaciones del ITGE. 330 pg.
- Porta, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C. (1999) Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. 849 pg.

McLean, J.E.; Bledsoe, B.E. (1992). Behaviour of metals in soils. USEPA Ground Water Issue, EPA/540/S-92/018.

Soil Survey Division, Natural Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture. Official Soil Series Descriptions [Online WWW]. Available URL: "http://www.statlab.iastate.edu/soils/osd/" [Accessed 23 Mar 2001].<http://www.statlab.iastate.edu/soils/index.html/>

Tessier, A.; Campbell, P.G.C.; Bisson, M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem., 57 (7): 844-851.

Minería y Toxicología

Pablo L. Higuera Higuera⁽¹⁾, Roberto Oyarzun Muñoz⁽²⁾ y Hugo Maturana Contardo⁽³⁾

(1): Dep. Ingeniería Geológica y Minera, Universidad de Castilla-La Mancha (España)

(2): Dep. Cristalografía y Mineralogía, Universidad Complutense de Madrid (España)

(3): Dep. Minas, Universidad de La Serena (Chile)

INDICE

1.- Análisis del riesgo

1.1.- Definición y características de los tóxicos

1.2.- Efectos de los tóxicos

1.3.- Grado de toxicidad. Parámetros y umbrales

1.4.- Especiación

2.- Contaminantes mineros concretos

2.1.- Polvo

2.2.- Metales pesados

2.2.1.- Plomo

2.2.2.- Arsénico

2.2.3.- Mercurio

2.2.4.- Cadmio

Fuentes de información

La minería, como tantos otros procesos industriales, genera o emplea en sus procesos productos potencialmente tóxicos, y por tanto, se puede considerar una actividad de riesgo para la salud. Además, y esto es específico de la minería, pone a disposición de los agentes naturales una serie de compuestos químicos y minerales. Los minerales sulfurados, que son estables en unas condiciones físico-químicas determinadas, propias del subsuelo, pasan a ser inestables o metaestables al ponerse en contacto con las condiciones atmosféricas, generando compuestos nuevos. La razón para esto radica en las reacciones de oxidación e hidrólisis a las que se ven sujetos en superficie.

Algunos de los compuestos formados (p.ej. ácido sulfúrico) y metales liberados (Ni, Co, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, etc.) durante estos procesos son elevadamente tóxicos o peligrosos. Por otra parte, es aceptado que la minería proporciona las materias primas de nuestro confort material, puesto que ellas permiten la edificación, o la fabricación de casi todos los componentes de nuestra vida cotidiana. A pesar de que en muchos aspectos es deseable que para estas actividades (construcción, fabricación) se reciclen materiales residuales, ya extraídos del subsuelo y procesados, lo cierto es que el reciclado no alcanza a cubrir las necesidades crecientes de las sociedades modernas, lo que obliga a seguir considerando a la minería extractiva como una necesidad básica para la humanidad.

Como por otra parte existe actualmente un gran interés en preservar nuestro entorno y en minimizar los riesgos ambientales, se impone la necesidad de conocer adecuadamente las posibilidades de que los productos tóxicos mineros se difundan en el medio ambiente, y lleguen a los cultivos, las aguas o el aire, entrando en la cadena trófica hasta el ser humano. En el presente tema analizaremos las cuestiones relativas a esta problemática, y se discutirán soluciones que tiendan a minimizar las posibilidades de que estos productos mineros induzcan daños severos a la salud humana y al medio ambiente en general.

1.- Análisis del Riesgo

Buena parte de los productos mineros son tóxicos, pero ¿qué es un tóxico? Los tóxicos mineros, como tantos otros y salvo excepciones, no son mortales con carácter inmediato, sino que constituyen factores de riesgo para la salud. Pueden producir determinados efectos sobre la salud, siempre y cuando se cumplan unas determinadas premisas: la dosis que recibamos, la forma en la que lo recibimos (tipo de exposición), o el tiempo de exposición al tóxico. Así pues, conozcamos los factores de riesgo en cierto detalle, para poder valorarlos adecuadamente.

1.1.- Definición y características de los tóxicos

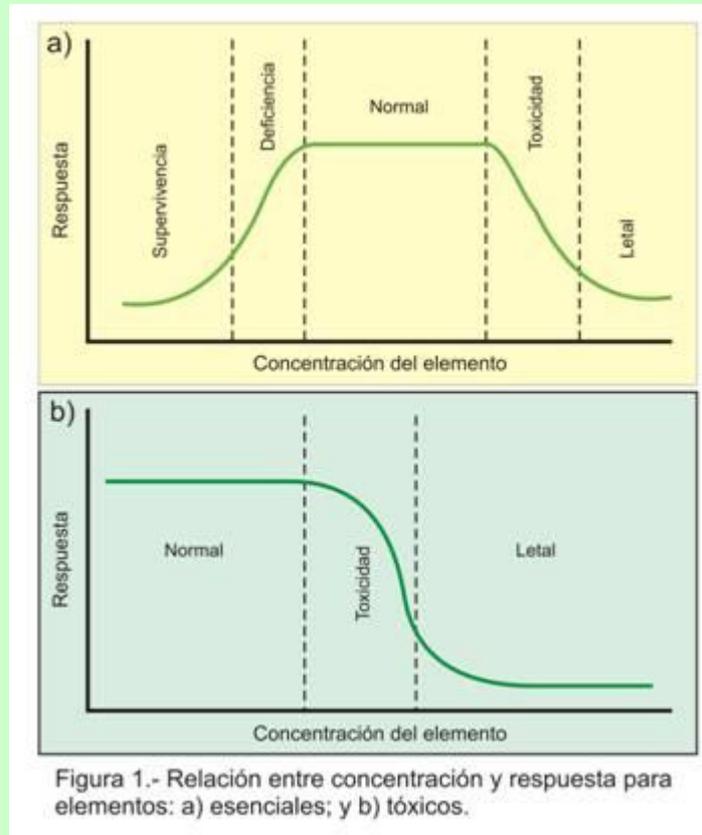
Tóxico es todo compuesto que produce un efecto adverso sobre la salud. Ahora bien, con esa definición todo compuesto es tóxico, lo cual es cierto, pues como estableció en su momento Paracelso, **la toxicidad es función de la dosis**: sustancias inocuas o incluso beneficiosas para la salud, que nadie llamaría tóxicos, como el agua o el hierro, se convierten en tóxicas a muy altas dosis,

generando la primera un desequilibrio electrolítico, por lavado de sales básicas para nuestro organismo, mientras que el exceso de hierro produce la enfermedad denominada hemocromatosis. Así que en la práctica se suelen llamar tóxicas a las sustancias que lo son incluso en dosis bajas. En general llamamos venenos a las sustancias que son tóxicas con carácter letal en dosis muy bajas.

A modo de ejemplo, los metales pueden clasificarse en dos tipos: esenciales y tóxicos. La figura 1 muestra como, a pesar de llamarse esenciales, y ser necesarios para la salud, todos los metales tienen un umbral de toxicidad, a partir del cual producen efectos adversos, o incluso la muerte. La Tabla 1 relaciona los efectos producidos por deficiencias y por dosis excesivas de algunos elementos metálicos esenciales.

ELEMENTO	DEFICIENCIA	TOXICIDAD
Hierro	Anemia	Hemocromatosis
Cobre	Anemia "Tambaleo"	Envenenamiento crónico de Cobre Enfermedad de Wilson-Bedlinton
Zinc	Enanismo Crecimiento retardado de las gónadas Acrodermatitis enteropática	Fiebre Metálica Diarrea
Cobalto	Anemia "Enfermedad del hígado blanco"	Fallos cardíacos Poliotemia
Magnesio	Disfunción de las gónadas Convulsiones Malformaciones del esqueleto "Enfermedad del músculo blanco"	Ataxia
Cromo	Trastornos en el metabolismo de la glucosa	Daños en el riñón (Nefritis)
Selenio	Necrosis del hígado Distrofias musculares ("Enfermedad de los músculos blancos")	"Enfermedad alcalina" "Tambaleo ciego"

Tabla 1.- Enfermedades producidas por deficiencia o toxicidad de elementos esenciales



Pero además, como se indica, esta toxicidad depende de la forma en la que se encuentre el elemento, así que podemos tener por ejemplo metales esenciales que si están formado parte de un compuesto determinado, pasen a ser tóxicos: esto nos lleva al tema de la **especiación**, del que hablaremos más adelante.

Las sustancias tóxicas pueden se clasificadas de diversas maneras: por su composición, por sus efectos concretos, etc. Una clasificación que nos interesa especialmente es la que establece la diferencia entre sustancias tóxicas **persistentes** o **no persistentes**: las primeras corresponden a compuestos inestables, que en determinadas condiciones pueden transformarse en compuestos de menor toxicidad. El segundo grupo está integrado por compuestos que no sufren transformaciones con facilidad, o no las sufren en absoluto, lo que les confiere una gran capacidad para permanecer en el ambiente sin sufrir cambios en su estructura y propiedades. Esto les permite transferirse o movilizarse en el ambiente sin perder esas propiedades. La persistencia depende fundamentalmente de la reactividad química (las sustancias más persistentes son las menos reactivas).

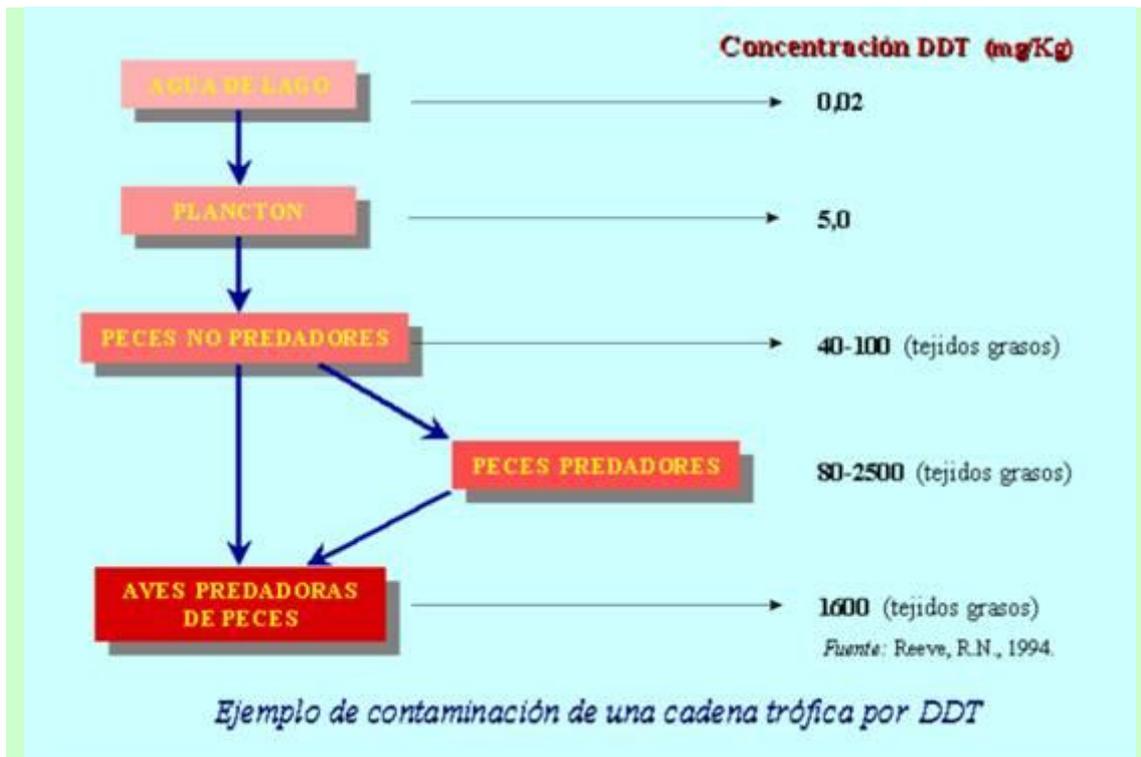
Otro carácter interesante de los compuestos tóxicos es su capacidad para incorporarse o no a los seres vivos. Algunos de ellos, a pesar de ser potencialmente tóxicos, pasan por el organismo sin que se produzca incorporación, por ejemplo, por no ser lo suficientemente solubles. Esto nos lleva al concepto de **biodisponibilidad**: para que la sustancia sea tóxica, debe poder ser asimilada durante su contacto con el hombre u otros seres vivos. Un ejemplo de sustancia de baja biodisponibilidad puede ser el mercurio metálico en forma líquida: a pesar de ser un elemento de elevada toxicidad, el mercurio en forma metálica se utilizó en el pasado como laxante, sin que produjese efectos tóxicos apreciables, debido a que su capacidad de absorción por el sistema digestivo es prácticamente nula. La biodisponibilidad de una sustancia depende de sus propiedades químicas y fisicoquímicas, de las del medio, y de los mecanismos por los cuales es incorporada por los seres vivos (**formas de exposición**, de las que también hablaremos más adelante).

Otra propiedad importante desde el punto de vista de la toxicología de algunos compuestos es la **bioconcentración**, que consiste en la asimilación neta de una sustancia por un organismo a partir del medio: por ejemplo, los organismos acuáticos desde el agua, o las plantas desde el suelo. Este fenómeno ocurre con sustancias que tienen más afinidad por los tejidos de organismos que por el agua, por lo que pueden alcanzar concentraciones más elevadas en organismos que en el medio en el que se encuentran (normalmente en disolución acuosa). La bioconcentración depende de factores tales como la solubilidad de un compuesto en agua y en grasas. Por su parte, los factores que favorecen la bioconcentración son la biodisponibilidad, la hidrofobicidad, y la unión específica a biomoléculas concretas del organismo en que se produce. Este proceso se puede medir mediante el llamado "Factor de Bioconcentración" (FBC), específico para cada sustancia y cada organismo, y que corresponde al cociente entre la concentración de la sustancia en el organismo y en el medio. De esta manera podemos clasificar los compuestos de la siguiente forma:

- FBC ≤ 1 → no sufre bioconcentración
- FBC 1-10 → bajo potencial de bioconcentración
- FBC 10-100 → potencial intermedio de bioconcentración
- FBC > 100 → alto potencial de bioconcentración

Pero no todas las sustancias tóxicas biodisponibles generan o pueden generar efectos adversos a largo plazo: en algunos casos, la sustancia se excreta con facilidad, lo que limita los posibles daños a medio o largo plazo (los efectos crónicos, de los que también hablaremos), mientras que en otros casos, la eliminación de la sustancia que entra al organismo es lenta, lo que implica que se va acumulando en el organismo si la ingesta es constante. Se produce entonces un efecto llamado de **bioacumulación**. Se trata, por tanto, de una acumulación neta de una sustancia por un organismo, obtenida ya sea desde fuentes bióticas (otros organismos de los que se alimente) o desde fuentes abióticas (suelo, aire o agua). Mediante este mecanismo la concentración de un compuesto aumenta en el organismo expuesto en función del tiempo: por ejemplo, cuando la concentración de una sustancia es más alta en los peces adultos que en los jóvenes del mismo lugar, se dice que hay bioacumulación. Esta capacidad depende sobre todo de las características fisicoquímicas y bioquímicas del compuesto, de su solubilidad en agua, y sobre todo de su velocidad de eliminación.

Otro fenómeno es el que puede darse a lo largo de la cadena trófica. Si los organismos que ocupan niveles más bajos en ésta (plantas, algas) están contaminados, y son ingeridos por otros organismos que ocupan lugares más altos, éstos adquirirán la contaminación, y podrán transmitírsela a su vez a los que se alimentan de ellos. Cuando en estos eslabones de la cadena se produce bioacumulación, los organismos que ocupan las posiciones más altas llegarán a adquirir contenidos cada vez mayores en la sustancia en cuestión. Este fenómeno recibe el nombre de **bioamplificación** o **biomagnificación**, y es especialmente problemático para el hombre, como cúspide la pirámide trófica, así como para depredadores como las rapaces. La figura 2 muestra el caso del insecticida DDT (dicloro-difenil-tricloroetano).



Otra cuestión sin duda importante es conocer como se produce la incorporación de la sustancia problemática al organismo: **las vías de exposición** al contaminante. Como se ha comentado previamente, hay vías de exposición muy variadas, en función del modo de vida del organismo, de su alimentación, etc. Así, en los organismos acuáticos la principal vía de exposición es el agua, que se filtra en las branquias para la obtención del oxígeno disuelto, y también se ingiere junto con muchos de los alimentos que el organismo captura en el medio. Pero algunos organismos acuáticos también interaccionan con los sedimentos del fondo, así que ahí tienen otra posible vía de exposición a los contaminantes. Pasando al otro extremo de la complejidad vital, el hombre respira aire, bebe líquidos variados, ingiere alimentos (con mayor o menor grado de manipulación de los mismos), interacciona en mayor o menor grado con los suelos, y manipula objetos muy variados. En cada uno de estos actos tiene posibilidades de respirar, ingerir, o ponerse en contacto cutáneo con contaminantes. Algunos factores a tener en cuenta en el análisis del riesgo que puede comportar un contaminante en lo que se refiere a las vías de exposición, son los siguientes:

- **Ingesta:** se produce a través del agua u otros líquidos (como la leche) o de los alimentos. Es importante identificar el patrón de ingestión: la dosis por comida, el tiempo entre comidas, y la regularidad con que se produce la ingestión.
- **Inhalación.** Puede tratarse de gases o de partículas. En los gases lo importante es la composición; en las partículas su granulometría y la composición. Especialmente

importante además es el tema de la biodisponibilidad del tóxico: cuanto más soluble sea, será también más biodisponible a través de su inhalación.

- **Contacto cutáneo.** El factor clave en este caso es que se produzca o no penetración del agente a través de la piel.

1.2.- Efectos de los tóxicos

Según su definición, los tóxicos producen efectos adversos en los organismos. Pero ¿Qué efectos son éstos? ¿Cómo se manifiestan? ¿Cuándo se manifiestan? La respuesta no es simple, porque cada tóxico puede presentar efectos muy variados, que además pueden depender de interacciones con otros tóxicos, o de nuestra respuesta, que puede ser ligeramente diferente de unas personas (u organismos en general) a otras. En términos generales, la toxicidad puede ser de dos grandes tipos: aguda y crónica.

La toxicidad aguda es la que se manifiesta de forma más o menos inmediata, como reacción directa a la exposición. Por ejemplo, la primera vez que se fuma se suele toser: es una reacción del organismo a una “agresión” puntual a nuestro sistema respiratorio, que sería una toxicidad aguda. No tiene nada que ver con la gravedad de la intoxicación, sino con que los efectos se produzcan de forma inmediata. Otro ejemplo, de mayor gravedad: si respiramos en una atmósfera que contenga determinados niveles de monóxido de carbono (CO), moriremos de manera rápida, debido a que este compuesto es letal aún en bajas concentraciones; así pues, nos produce una intoxicación aguda y grave, con resultado de muerte.

La toxicidad crónica es la que se produce por una bioacumulación de una sustancia tóxica en nuestro organismo. Esa sustancia va produciendo una serie de efectos que tardan en manifestarse, no tanto porque sea necesario que se alcancen determinados niveles en la bioacumulación, sino porque dichos efectos se van acumulando sin que lleguen a dar origen a síntomas claros: la sintomatología que producen no induce al paciente a ir al médico hasta que ya es demasiado tarde. Muchas de las sustancias cancerígenas son de este tipo: favorecen determinados mecanismos que pueden llegar a desencadenar una enfermedad de ese tipo. En algunos casos ni siquiera hace falta que se produzca bioacumulación: por ejemplo, determinados tipos de asbestos producen cáncer simplemente por la inhalación de algunas de sus fibras, que con el tiempo generan la enfermedad, sin que vuelva a existir contacto con este tipo de fibras.

Ahora bien, ¿qué hace tóxica una sustancia? La respuesta de nuevo es compleja, puesto que también hay una gran variedad de **efectos tóxicos**. Algunos producen interferencia en reacciones bioquímicas que impiden el funcionamiento de cierto ciclo, otros producen asfixia, otros irritación de mucosas, y un largo etcétera de posibilidades, en los que no vamos a entrar.

A la vista de lo anterior, los efectos tóxicos se pueden clasificar en dos grandes grupos: **letales** y **subletales**, sin poder olvidar que los efectos subletales pueden transformarse a la larga en letales. Algunos efectos subletales de los tóxicos pueden ser los siguientes:

- Cambios histológicos o morfológicos en los tejidos. Por ejemplo, el cáncer.
- Cambios en la fisiología, como supresión del crecimiento y desarrollo, torpeza para los movimientos, etc.
- Cambios en la bioquímica del organismo, tales como en la actividad enzimática y química de la sangre.
- Trastornos del comportamiento.
- Trastornos en la reproducción.

Cada tipo de efecto tóxico estará relacionado con la interacción biológica o bioquímica que la sustancia produzca con el resto de sustancias propias del organismo. Por ejemplo, la hemoglobina es una molécula fundamental en nuestro organismo, puesto que es la encargada del transporte del oxígeno, mediante su transformación reversible en oxihemoglobina. Sin embargo, en presencia de monóxido de carbono la hemoglobina se transforma de forma casi irreversible en carboxihemoglobina, y pierde la capacidad de transportar el oxígeno: en concreto, la transformación del 50% de hemoglobina en carboxihemoglobina puede conducir a la muerte. En otros casos, la toxicidad estará relacionada con otros cambios bioquímicos inducidos por otros compuestos concretos sobre otras moléculas orgánicas concretas.

1.3.- Grado de toxicidad. Parámetros y umbrales.

A la vista de lo que hemos visto hasta el momento, las sustancias pueden ser más o menos tóxicas, en función de muy distintos parámetros, de difícil cuantificación: ya es difícil establecer de forma clara si es “tóxica” o no, puesto que la toxicidad depende de la dosis, así que lo mejor es establecer una gradación o escala. Para ello se realizan ensayos de toxicidad, en los que se someten seres vivos (animales de laboratorio) a concentraciones conocidas de

contaminantes, y se observan sus reacciones. Con ello se obtienen parámetros como:

- **Dosis letal 50 oral (DL 50 oral):** Es aquella cuya administración por vía oral causa la muerte al 50 por 100 de los individuos que la reciben. Se expresa en mg de sustancia por kg de masa corporal.
- **Dosis letal 50 cutánea (DL 50 cutánea):** Es la que al administrarse por vía cutánea causa la muerte al 50 por 100 de los individuos que la reciben. Igualmente se expresa en mg de sustancia por kg de masa corporal.
- **Concentración letal 50 (CL 50):** Es la concentración que, administrada en el medio ambiente de la población de animales en estudio, causa la muerte al 50 por 100 de los individuos. Se expresa en mg de sustancia por volumen unitario de aire o de agua y un tiempo determinado de exposición (en horas).

La Tabla 1 muestra los valores que permiten clasificar las sustancias de acuerdo con estos parámetros.

CATEGORÍA	DL50 Oral rata (mg/kg)	DL50 Cutánea rata o conejo (mg/kg)	CL 50 Inhal rata (mg/l)
Muy tóxica	menor de 25	menor de 50	0,50
Tóxica	20-200	50-400	0,5-2
Nociva	200-2.000	400-2.000	2-20

Tabla 1.- Categorías de toxicidad de las sustancias

Por otra parte, estos parámetros se determinan, como se ha indicado, para animales de laboratorio, como ratas o ratones. Como elemento de seguridad se toma el “Margen de Seguridad” (*Safety Ratio*), que está basado en la dudosa suposición de que un humano tiene la misma DL50 que un animal de experimento en relación a su peso corporal. Ese margen de seguridad es un factor por el que se multiplica el parámetro correspondiente, para establecer los niveles máximos de exposición de tipo “Valores Límites Umbrales” (*TLV - Threshold Limit Value*). Otro concepto más “humano” es el de la “Dosis de Referencia” (*Reference dosis, RD*), que es el índice de toxicidad que más se utiliza en la evaluación de riesgos por exposición a sustancias no cancerígenas. Es el nivel de exposición diaria que no produce un riesgo apreciable de daño en poblaciones humanas a lo largo de su vida. Por desgracia, este parámetro se basa en la experiencia sobre exposiciones

conocidas, así que en muchos casos esta experiencia corresponde al conocimiento de los niveles de exposición que **ya han causado** efectos adversos en poblaciones concretas. Una RD también se puede derivar de estudios de toxicidad en otros seres vivos, y utilizando factores de seguridad para ser aplicados al ser humano. Esto último es lo más utilizado en el campo toxicológico.

Una consideración interesante es la de la sensibilidad de las subpoblaciones. Por ejemplo, las personas mayores, las mujeres embarazadas, los bebés y niños de corta edad, o las personas con determinadas enfermedades, son más sensibles a determinados tóxicos que las personas de edad media. También los trabajadores de determinados sectores pueden tener mayor riesgo de exposición a determinadas sustancias, lo que aumenta su riesgo de contaminación.

En la actualidad, cualquier sustancia que se comercialice ha de pasar por unos ensayos de toxicidad que garanticen su inocuidad, o permitan advertir adecuadamente los riesgos que implica su manipulación. La realización de estos ensayos está siendo coordinada por la Unión Europea a través del [programa REACH](#) (*Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals*).

1.4. Especiación

Cuando hablamos de la toxicidad de una sustancia, normalmente nos referimos a la de un compuesto químico determinado y concreto, con una fórmula química determinada y específica. Pero también hablamos de “la gran toxicidad del mercurio”, o de que “el oro no es tóxico”, asimilando que todos los compuestos de oro o de mercurio son similares. Pero no es así, existen compuestos de mercurio de toxicidad muy baja, como el ejemplo ya comentado del mercurio metálico en su forma líquida, y compuestos de oro de elevada toxicidad, como por ejemplo el tiomalato sódico de oro. Se habla en estos casos de “especies” tóxicas del metal. Estas especies pueden ser compuestos simples, o complejos químicos, con ligandos orgánicos o inorgánicos muy variados.

No hay reglas fijas sobre la toxicidad de las especies. Por ejemplo, en el caso del mercurio o del cadmio, las especies de mayor toxicidad son las orgánicas, como el metilmercurio, mientras que para el arsénico las más problemáticas son las inorgánicas. Una excepción debiera ser hecha en los casos del cloruro de mercurio (HgCl_2) o del mercurio en estado gaseoso, que son ambas especies

particularmente tóxicas. Incluso el estado de oxidación puede determinar el carácter tóxico de un metal: un ejemplo notable es el caso del cromo; mientras que el Cr^{3+} es un elemento esencial, el Cr^{6+} es altamente cancerígeno. Del mismo modo, las especies que contienen As^{3+} son más tóxicas que aquéllas con As^{5+}

Así pues, volvamos a la idea inicial: la ingesta, o el contacto, o la inhalación de un compuesto reconocido como tóxico representa un **riesgo** para la salud. Este riesgo será mayor o menor en función de parámetros muy variados, como la pertenencia a determinadas poblaciones o subpoblaciones, las características concretas del compuesto en cuestión, la concentración en la que se encuentre, o el tiempo que dure la exposición. Todos ellos juntos hacen que la exposición al tóxico pueda desencadenar o no efectos adversos, casi siempre también en función del tiempo, que por lo general acumula los efectos. Recordemos que casi la totalidad de las sustancias de mayor toxicidad son difícilmente excretables por el organismo, razón por la cual tienden a acumularse en el mismo.

2.- Contaminantes mineros concretos

La minería genera productos tóxicos, o potencialmente tóxicos (por ejemplo, minerales que en contacto con la atmósfera se hidrolizan y generan lixiviados con metales pesados, o acidez extrema).

Aquí vamos a repasar algunos ejemplos, con objeto de conocer en lo posible los riesgos concretos que pueden representar estos productos si se liberan en el medio ambiente, y se incorporan a la cadena trófica humana. En concreto vamos a analizar dos tipos de contaminantes: el polvo y los metales pesados.

2.1.- Polvo

El polvo es mineral pulverizado que el aire arrastra con el viento. En concreto, durante las actividades mineras el polvo puede tener múltiples orígenes:

- Voladuras y otros procesos de arranque o corte en mina o cantera.
- Carga.
- Transporte (y rodadura durante el transporte).
- Molienda.
- Vertido a escombreras.
- Acción del viento sobre la roca desnuda, o sobre las escombreras.
- Procesos postmineros, como la metalurgia, o la combustión de carbón.

El polvo es o puede ser problemático por dos razones: i) por su composición; y ii) por su granulometría. Analizaremos primero el aspecto de la granulometría, para después analizar el de la composición, y referirnos a los casos concretos del polvo silíceo y del asbesto.

La **granulometría** del polvo es importante porque hay tamaños de partículas con comportamientos diferenciales en el tracto respiratorio: las de diámetro superior a 10 micras quedan mayoritariamente retenidas por éste (nariz, boca), por lo que no suelen llegar a los pulmones. Pero las menores de este tamaño sí son capaces de pasar con el aire a los pulmones, donde quedan retenidas en la humedad pulmonar. Esto produce un problema importante, sobre todo con el paso del tiempo, pues poco a poco la acumulación de las partículas va disminuyendo la capacidad pulmonar efectiva. A estas partículas se les da el nombre de PM10 (*particulae minus 10*), y habitualmente los aparatos de registro medioambientales determinan su proporción en el aire, en mg/m³. Otro tamaño problemático es el menor de 2.5 micras, puesto que las partículas de este tamaño son tan ligeras que permanecen en el aire sin sedimentarse durante largos periodos de tiempo. A estas partículas se las denomina PM2.5, y como son también PM10, son tan problemáticas como éstas en lo que se refiere a su acceso respiratorio y acumulación en los pulmones. Las partículas emitidas durante la mayor parte de los procesos mineros son mayores de 10 micras, sobre todo las relacionadas con los procesos primarios (arranque, carga, transporte). Durante la molienda la proporción de partículas menores aumenta considerablemente. Por último, durante los procesos de combustión o metalúrgicos las partículas mayoritarias son PM10, puesto que se trata de cenizas.

En cuanto a la **composición**, las partículas mineras tendrán composiciones específicas relacionadas con la de la roca o mineral explotado. Las composiciones más problemáticas son: i) las sulfuradas, sobre todo si hay abundante pirita, por razones que ya conocemos (facilidad de hidrólisis de la pirita); ii) las silíceas; y iii) las que contienen asbestos.

El polvo de **sílice cristalina**, conteniendo partículas de cuarzo o cristobalita (polimorfos ambos de la sílice cristalina, SiO₂), provoca por inhalación continuada la silicosis, que es una de las enfermedades laborales más antiguas, y aun causa la muerte de miles de personas cada año. En el detalle, se trata de diferentes enfermedades pulmonares incurables, incluyendo la fibrosis pulmonar y enfisemas. El polvo silíceo es invisible a simple vista, y es tan ligero que se mantienen en el aire y puede recorrer grandes distancias afectando a

poblaciones que en principio no deberían ser de riesgo. En muchas minas la roca de caja, es decir, la roca que alberga la mineralización, es silíceo (cuarcitas, areniscas); en otros casos, el mineral acompañante de la mena es cuarzo (caso de muchos filones de la minería antigua), lo que hace que el polvo de muchas minas sea de esta naturaleza. Por esta razón, la silicosis y enfermedades relacionadas son propias de los mineros antiguos. Otras actividades que pueden llevar al problema son la limpieza de muros con arena a presión, o la utilización de abrasivos (contengan o no sílice) si se emplean en materiales que contengan sílice. Las medidas de control son relativamente simples, e incluyen el control del polvo que se puede levantar en las actividades mineras por tráfico rodado, voladuras de roca, o perforación, sumemos a esto el uso obligatorio por parte de los operarios máscaras que sean “efectivas” contra el polvo.

El polvo de **asbesto** se ha identificado con fecha relativamente reciente como causante de enfermedades pulmonares. Asbesto es en realidad el término comercial que se utiliza para una variedad de minerales fibrosos, de fibras largas y resistentes a las altas temperaturas. Dado que las fibras de los asbestos son fuertes, de gran duración, e incombustibles, se utilizan ampliamente en la industria, principalmente en la construcción, como materiales aislantes, e ignífugos. La inhalación prolongada de estos materiales por razones laborales puede llevar al desarrollo de: 1) asbestosis (disminución de la capacidad pulmonar); 2) mesotelioma (un tipo de cáncer raro que se desarrolla en la cavidad torácica o abdominal); o 3) cáncer pulmonar. Existen dos grandes grupos de asbestos, con características, y riesgos de salud diferentes: los asbestos anfibólicos y los asbestos crisotílicos. Los asbestos anfibólicos (de mayor peligrosidad) contienen más hierro, y resisten los ácidos y altas temperaturas, por lo que se utilizan en hornos industriales y sistema de calefacción. Dos especies comunes se derivan de variedades asbestiformes de anfíboles del tipo:

- Riebeckita ($\text{Na}_2\text{Fe}^{2+}\text{Fe}^{3+}[\text{Si}_8\text{O}_{22}](\text{OH})_2$): **crocidolita** (asbesto azul)
- Cummingtonita ($(\text{Mg},\text{Fe}^{2+})_7[\text{Si}_8\text{O}_{22}](\text{OH})_2$) – grunerita ($\text{Fe}^{2+}, \text{Mg})_7[\text{Si}_8\text{O}_{22}](\text{OH})_2$): **amosita** (asbesto marrón).

Por su parte los asbestos crisotílicos se utilizan en materiales de construcción cementantes para techos y como recubrimientos aislantes en cañerías. El crisotilo es un mineral fibroso del grupo de la serpentina (filosilicatos) y su composición química es la siguiente: $\text{Mg}_3[\text{Si}_2\text{O}_5](\text{OH})_4$. Estos asbestos son

prácticamente los únicos que se utilizan hoy en día, y la razón hay que buscarla en las estructuras de estos minerales. Los asbestos anfibólicos (crocidolita, amosita) forman fibras tipo varilla, que penetran fácilmente en la pared pulmonar, provocando las lesiones que degeneran en las enfermedades de tipo silicosis.

2.2.- Metales pesados

Se habla mucho de los metales pesados, sin indicarse sin embargo, qué son, y específicamente, el cómo y por qué son peligrosos. El término "metal pesado" ("heavy metals") no está bien definido, si bien suele referirse a elementos considerados químicamente como metales, y con peso atómico elevado, aunque también se consideran en las definiciones otros parámetros, como la densidad o peso específico del metal, o incluso su toxicidad. Lo que cabe destacar desde nuestro punto de vista es que en esta categoría, y de acuerdo con cualquiera de las definiciones, entran prácticamente todos los elementos metálicos de interés económico, y por tanto, de interés minero.

Como se indica anteriormente, los metales pesados pueden ser tóxicos, como cualquier otro elemento o compuesto. Por otra parte, y como también sabemos ya, lo que hace tóxicos a los metales pesados no son por lo general sus características esenciales, sino las concentraciones en las que pueden presentarse, y casi más importante aun, el tipo de especie en que se presentan en un determinado medio o momento. Cabe recordar que de hecho los seres vivos "*necesitan*" (en pequeñas concentraciones) a muchos de éstos elementos para funcionar adecuadamente (elementos esenciales). Ejemplos de metales requeridos por el organismo incluyen el cobalto, cobre, hierro, manganeso, molibdeno, vanadio, estroncio, y zinc (Tabla 1). El caso del hierro es notable entre éstos, siendo vital para la formación de hemoglobina.

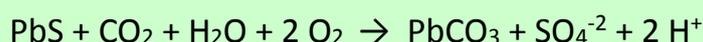
Todos los metales pesados se encuentran presentes en los medios acuáticos (el agua químicamente pura no existe en la naturaleza), aunque sus concentraciones (en ausencia de contaminación) son muy bajas. Los metales pesados pueden encontrarse en estas aguas como coloides (suspensión coloidal), partículas minerales (sólidos en suspensión), o fases disueltas (cationes o iones complejos). Las formas coloidales suelen dar lugar a la formación de hidróxidos, mientras que las partículas sólidas incluyen una gran variedad de minerales. Las fases disueltas pueden a su vez ser capturadas por adsorción o absorción en arcillas o hidróxidos. Adicionalmente, los compuestos orgánicos pueden constituir fases con gran capacidad de captura

de cationes metálicos, que en ocasiones dan lugar a fases extremadamente tóxicas (p.ej., metilmercurio: CH₃Hg).

A continuación entraremos en el estudio de los problemas ambientales y de salud humana relacionados con cuatro casos concretos: plomo, arsénico, mercurio, y cadmio. Cabe destacar que no analizaremos todas las fuentes de contaminación, sino que nos centraremos en aquéllas relacionadas con la actividad minera.

2.2.1.- Plomo

El plomo se encuentra presente en un gran número de minerales, siendo la forma más común el sulfuro de plomo (galena: PbS). También son comunes, aunque en orden decreciente, la cerusita (PbCO₃) y la anglesita (PbSO₄). El plomo es un metal difícilmente movilizable, y bajo condiciones oxidantes la galena da origen a minerales estables e insolubles, como la cerusita y anglesita:



Así, el principal riesgo relacionado con la minería del plomo no radica en la posible puesta en solución de este metal (precipita rápidamente como carbonato o sulfato), sino en lo que concierne a los procesos metalúrgicos de las menas de plomo (fundiciones). Cabe destacar que el problema con el plomo no es nuevo (ni siquiera de comienzos de la revolución industrial). Estudios en Suecia revelan que por lo menos el 50 % de la contaminación en suelos del país fue depositada en períodos anteriores al año 1800.

El particulado de plomo relacionado con problemas metalúrgicos constituye el problema principal, pero existen otras fuentes que entrañan también una peligrosidad extrema. En los años 90 se constató en la ciudad de Antofagasta (Chile) que habían niños que presentaban altos contenidos de plomo en sangre. La fuente del problema pudo ser determinada, y eran minerales y concentrados de plomo que se acumulaban sin protección en las instalaciones portuarias (pertenecientes a Bolivia), para su posterior envío. Esto nos lleva a encaminar nuestra mirada también no sólo a las fundiciones, sino a las zonas donde se acumulan minerales o concentrados de plomo.

El particulado fino de plomo (10-100 μm) puede ser extremadamente peligroso por las siguientes razones:

- Se adhiere más fuertemente a la piel.
- Es más soluble que el particulado grueso en el tracto gastrointestinal.
- Es fácilmente absorbible a través del sistema respiratorio.

El plomo es un metal carente de valor biológico, es decir, no es requerido para el funcionamiento normal de los seres vivos, por lo que no se trata de un elemento esencial, sino tóxico (ver figura 1). Su presencia en el organismo produce dos tipos de efectos: agudos y crónicos.

Con respecto a los efectos agudos, los efectos del plomo sobre los adultos son poco significativos; sin embargo, sobre los niños produce encefalopatías agudas, con edema cerebral que puede llegar a producir efectos letales.

Los efectos crónicos se relacionan con el hecho de que el plomo tiene un tamaño iónico que lo hace compatible con otros iones con valor biológico, como Ca, Fe y Zn, lo que le permite entrar en procesos biológicos, con resultados desastrosos: entra en la hemoglobina, y en especial, puede sustituir al calcio del apatito (fosfato cálcico) de los huesos. Esta situación es de nuevo particularmente alarmante en los niños, que debido a su crecimiento incorporan altas cantidades de calcio. Altas dosis de calcio hacen que el plomo sea "*removido*" de los tejidos óseos, y que pase a incorporarse al torrente sanguíneo. Una vez ahí puede inducir nefrotoxicidad, neurotoxicidad, e hipertensión. Niveles de plomo en sangre de 0.48 $\mu\text{g/l}$ pueden inducir en los niños:

- Daño durante el desarrollo de los órganos del feto.
- Daño en el sistema nervioso central.
- Reducción de las habilidades mentales e iniciación de desordenes del comportamiento.

A su vez, niveles del orden de 1.2 $\mu\text{g/l}$ pueden inducir:

- Descenso del coeficiente intelectual (CI), que implican problemas de desarrollo cognitivo y del comportamiento.
- Déficit neurológico, que puede persistir hasta la adolescencia.
- Elevación de los umbrales auditivos.

- Peso reducido en recién nacidos, con desarrollo cognitivo temprano anormal.

En adultos que trabajan en ambientes expuestos a la contaminación con plomo, el metal puede acumularse en los huesos, donde su vida media es superior a los 20 años. La osteoporosis, embarazo, o enfermedades crónicas pueden hacer que este plomo se incorpore más rápidamente a la sangre. Los problemas relacionados con la sobreexposición al plomo en adultos incluyen:

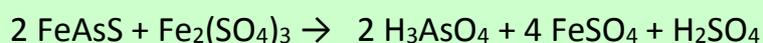
- Daño en los riñones.
- Daño en el tracto gastrointestinal.
- Daño en el sistema reproductor.
- Daño en los órganos productores de sangre.
- Daños neurológicos.
- Abortos.

2.2.2.- Arsénico

El arsénico se encuentra presente en más de 200 especies minerales, siendo la arsenopirita (FeAsS), la enargita (Cu_3AsS_4), y la tennantita ($\text{Cu}_{12}\text{As}_4\text{S}_{13}$) las más comunes. Por razones no determinadas, la arsenopirita es muy común en los yacimientos minerales europeos (p.ej., sulfuros masivos de la faja pirítica de España-Portugal), mientras que la enargita lo es en los yacimientos de la cadena andina, donde constituye una mena principal de cobre (pórfidos cupríferos y epitermales de Au-Ag). La solubilización de las formas sulfuradas de arsénico no es fácil. Esto está muy claro en el caso de la arsenopirita, la que por ser en ocasiones portadora de inclusiones de oro, ha constituido un tema de numerosos estudios con resultados poco significativos hasta la fecha. La reacción fundamental en medio ácido es:



Si además hay pirita en la mena, entonces el sulfato férrico producido actuará de la siguiente manera coadyuvando a la oxidación-lixiviación del arsénico:



El arsénico puede precipitar finalmente como FeAsO_4 .

Sin restarle importancia al problema de la solubilización de especies minerales arseniacales, la principal fuente de contaminación está relacionada, al igual que en el caso de plomo, con el tratamiento metalúrgico de los minerales de arsénico. En concreto, los procesos de fundición de concentrados de cobre, que incluyan la presencia de minerales arseniacales (p.ej., enargita), pueden dar lugar a intensos problemas de contaminación por vía aérea (arsénico que escapa por las chimeneas), en la forma de As_2O_3 . El arsénico que así escapa se deposita luego en los suelos del entorno de la fundición. Dependiendo del volumen de las emisiones y el régimen de vientos, el problema puede extenderse por decenas de kilómetros y más. Un caso notable en este sentido eran por ejemplo las emisiones de la fundición de Chuquicamata (Chile; operada por la compañía minera estatal chilena CODELCO) (parte de los minerales de cobre tratados son arseniacales), con valores de 2340 (en 1994) y 1870 (en 1995) toneladas/año. En la actualidad CODELCO (en todas sus divisiones) tiene que recuperar al menos una parte importante del arsénico que potencialmente sería emitido. En Chuquicamata el proceso se realiza en una planta hidrometalúrgica que recupera el cobre, y precipita el arsénico como arsenato férrico.

Una vez en el medio ambiente, el arsénico presente en los suelos puede ser disuelto y adsorbido/absorbido por las arcillas o la materia orgánica. Muchos de estos procesos son mediados por la materia orgánica, la cual puede producir transformaciones del tipo:

- Cambios de las condiciones de oxidación-reducción que inducen la transformación arsenito-arsenato.
- La reducción y metilación del arsénico.
- La biosíntesis de compuestos de arsénico.

Las formas solubles del arsénico (p.ej., ácidos metil arsónico [MMA] y dimetil arsónico [DMA]) son fuertemente tóxicas. Intoxicación aguda, producida por la ingestión de grandes dosis, lleva a problemas gastrointestinales, cardiovasculares, disfunciones del aparato nervioso, y finalmente a la muerte. Recordemos que el arsénico ha sido uno de los venenos de largo plazo más utilizados en la historia de la humanidad, siendo Napoleón (el emperador de Francia), la víctima más famosa. La intoxicación crónica, producto de dosis bajas pero sostenidas (p.ej., causas laborales) superiores a 0.75 mg m^{-3} por año (p.ej., 15 años con concentraciones de $50 \text{ } \mu\text{g m}^{-3}$) pueden llevar al desarrollo

de varios tipos de cáncer, de piel, pulmón, vejiga, riñón e hígado, así como una larga lista de enfermedades de otros tipos, como hiperqueratosis, hipertensión o diabetes melilítica / mellitus. Curiosamente, los síntomas que causa la intoxicación por arsénico parecen ser distintos entre diferentes individuos, grupos de población, y áreas geográficas. [Pulse aquí](#) para conocer más sobre los problemas relacionados con la presencia de arsénico en el medio ambiente.

La vida acuática y terrestre muestra una amplia gama de sensibilidades a las distintas especies arseniacales. En general las formas inorgánicas son más tóxicas que las orgánicas, y el arsenito más peligroso que el arsenato. Los arsenitos pueden fijarse a las proteínas, mientras que el arsenato afecta a la fosforilización oxidativa (en relación con Ciclo de Krebs).

Los organismos marinos contienen residuos arseniacales que van desde < 1 a 100 mg k^{-1} , los cuales se encuentran como arsenoazúcares (en las algas) o arsenobetaina (en invertebrados y peces). Las plantas terrestres pueden acumular arsénico por captación a través de las raíces, o por adsorción de arsénico aerotransportado, en las hojas.

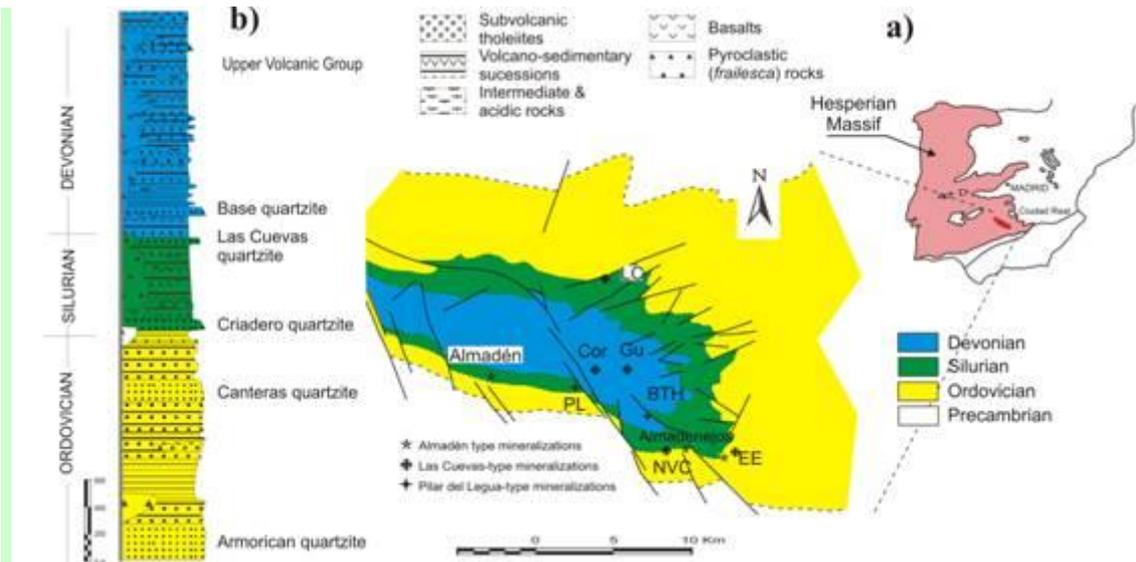
2.2.3.- Mercurio

El principal mineral de mercurio en la naturaleza es el cinabrio (HgS), que constituye la mena más importante para la obtención de este metal. Otras formas minerales incluyen la corderoita ($\text{Hg}_3\text{S}_2\text{Cl}_2$), la livingstonita (HgSb_4S_8), y formas supergénicas tales como el mercurio nativo (Hg^0), el calomelano (HgCl_2), y la schuetteita ($\text{Hg}_3(\text{SO}_4)\text{O}_2$).



Cinabrio (izquierda) y schuetteita (mineral amarillo; derecha).

El distrito minero de Almadén en España, el más importante del mundo en términos históricos y de producción, posee una mineralogía muy simple que incluye cinabrio como mena mercurial, acompañada ocasionalmente de mercurio nativo (metálico).



Geología del distrito minero de Almadén (España).

El único mineral supergénico de mercurio reconocido en el distrito es la schuetteita, la que aparece como pátinas o costras recubriendo rocas en las proximidades a escombreras de mineral (*mineral dumps*).

El mercurio posee una de las peores reputaciones entre los metales pesados. El incidente de la Bahía de Minamata (Japón, años 50s-60s) bastó para que este elemento infundiese alarma pública en todas las regiones del mundo donde podía haber fuentes de contaminación. Consideraciones económicas aparte, todas las investigaciones indican claramente que el mercurio puede constituir una amenaza para la salud humana y la vida silvestre. El riesgo viene determinado por los siguientes factores:

- La especie de mercurio presente, ya que algunas son más tóxicas que otras, por ejemplo, la forma metilada de mercurio.
- El tipo de exposición al mercurio.
- Los factores geoquímicos y ecológicos que influyen la forma de migración del mercurio en el medioambiente, y los cambios que puede sufrir durante dicha migración.

En lo que se refiere a **las especies** y su **toxicidad**, vamos a hablar de dos en particular: el mercurio metálico en forma de vapor, y el metilmercurio.

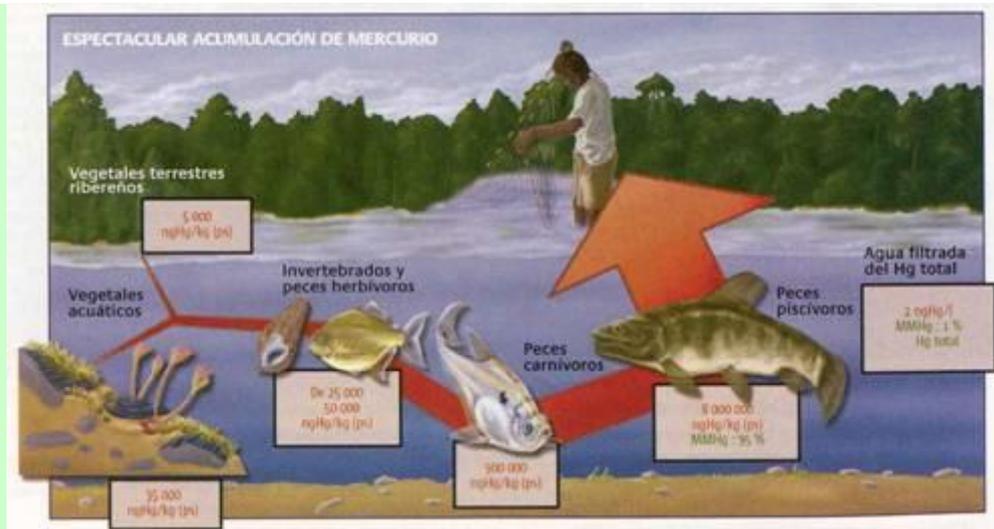
El mercurio metálico gaseoso puede proceder, como hemos mencionado, de emisiones por parte de diversos compuestos de mercurio presentes en el suelo, o puede ser liberado como tal durante procesos naturales (vulcanismo) mineros o industriales, como la combustión de carbón. Una vez en el aire, es

un gas que no tiende a sedimentarse, si bien puede sufrir transformaciones que hagan que retorne al suelo. El mercurio gaseoso penetra en los seres vivos a través de la respiración, bioacumulándose y dando origen con el tiempo a una enfermedad neurodegenerativa denominada “[hidrargirismo](#)”, cuyos principales síntomas son temblores, aftas bucales, hipertensión e irritabilidad. Para que esto ocurra tiene que darse una exposición crónica a una atmósfera con altas concentraciones de mercurio gaseoso, como la que puede haber en sitios de trabajo cerrados y contaminados con mercurio. Llamaremos altas concentraciones de mercurio gaseoso a aquellas superiores a $1 \mu\text{g m}^{-3}$, límite superior recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS-WHO) para exposiciones crónicas. Casos graves se presentaron en el pasado entre los mineros que trabajan en minas subterráneas de cinabrio (caso de los antiguos mineros de Almadén, por ejemplo). Intoxicaciones incluso conducentes a la muerte pueden darse entre los mineros artesanales del oro, durante el calentamiento incontrolado de la amalgama (Au-Hg) con quemadores rudimentarios, en condiciones de escasa ventilación. Sin embargo, los mineros no eran los únicos expuestos a los peligros del mercurio gaseoso, ya que antiguamente también se producían problemas de salud en la industria del fieltro, que utilizaba cloruro de mercurio en el proceso, y que al sublimarse contaminaba el aire de los talleres. Esto dio lugar a la expresión “loco como un sombrerero”, debido a que estos artesanos enfermaban de hidrargirismo (recordar el personaje del libro de Alicia en el País de las Maravillas).

El metilmercurio (CH_3Hg) es un complejo orgánico que se forma en suelos a partir de otras especies mercuriales, en relación con actividad bacteriana. Es altamente soluble, con lo cual desde los suelos de ribera pasa fácilmente a los ríos y lagos, e incluso a los mares. Allí se bioconcentra, bioacumula y bioamplifica a lo largo de la cadena trófica, lo que hace que los grandes depredadores lleguen a alcanzar contenidos en este compuesto muy elevados (ver figura X). La ingestión de peces con niveles muy altos de metilmercurio provocó en Japón una catástrofe ambiental de grandes dimensiones. Los pescadores de la bahía de Minamata y sus familias desarrollaron una enfermedad que costó mucho diagnosticar adecuadamente. A esta enfermedad se conoce precisamente con el nombre de “enfermedad de Minamata” ([Minamata disease](#)), y sus efectos son:

- Afección al sistema inmunológico

- Alteración de los sistemas genéticos y enzimáticos
- Daños al sistema nervioso: coordinación, sentidos del tacto, gusto, y visión.
- Inducción de un desarrollo anormal de los embriones (teratogénesis); los embriones son 5 a 10 veces más sensibles a los efectos del mercurio que un ser adulto.



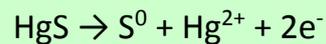
Bioamplificación de las concentraciones de mercurio en el medio acuático.

En lo que se refiere al segundo aspecto (**exposición**), esta puede ser muy variada:

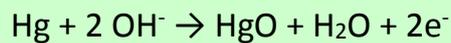
- Inhalación de aire contaminado con mercurio metálico gaseoso.
- Ingesta de aguas contaminadas por mercurio, ya sea disuelto o particulado. El mercurio disuelto es mucho más problemático, ya que para encontrarse en esta forma debe estar en forma de compuestos solubles, siendo los más comunes los complejos clorados (de elevada toxicidad), y los complejos orgánicos, entre los cuales se encuentra el metilmercurio. El particulado suelen ser formas cristalinas en suspensión o ligadas a arcillas por fenómenos de sorción. En cada caso se pueden plantear diferentes problemas, en función de la mayor o menor biodisponibilidad de las especies concretas presentes en las partículas.
- Manipulación de compuestos mercuriales. Algunos son capaces de atravesar la piel, como el metilmercurio, pero en la mayor parte de los casos la toxicidad por esta vía es muy limitada.

- Ingesta de alimentos con ciertos contenidos en el metal, en alguna de sus formas. La presencia de metilmercurio en peces, y en mucho menor medida en la leche, son los mayores factores de riesgo en este tipo de exposición.

En lo que se refiere a los **factores geoquímicos y ecológicos**, el cinabrio de origen minero, aunque es una forma relativamente estable de mercurio, puede también sufrir transformaciones que resultan en especiaciones indeseables. Así, en medio ácido y oxidante tenemos:

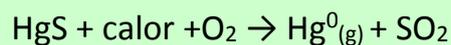


Esta reacción pone en solución al mercurio, que puede así formar complejos con la materia orgánica, que implican una elevada peligrosidad. No obstante, en un medio alcalino oxidante el mercurio precipitará como óxido:

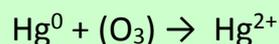


En principio la especie oxidada parece una forma más o menos estable, mientras el sistema mantenga la alcalinidad y condiciones oxidantes.

Por otra parte, la principal fuente de contaminación con mercurio, en relación con la actividad minera, viene de los gases emitidos por las plantas de tratamiento de cinabrio, que se ha venido haciendo sistemáticamente por tostación:



Este mercurio gaseoso se diluye en la atmósfera, de forma que solo se puede considerar un factor de riesgo en lugares cerrados o muy próximos al foco concreto de emisión. Si embargo, parte de este mercurio gaseoso puede sufrir cambios que implican un aumento de su toxicidad. En concreto, el ozono atmosférico puede convertir el mercurio metálico en iónico:



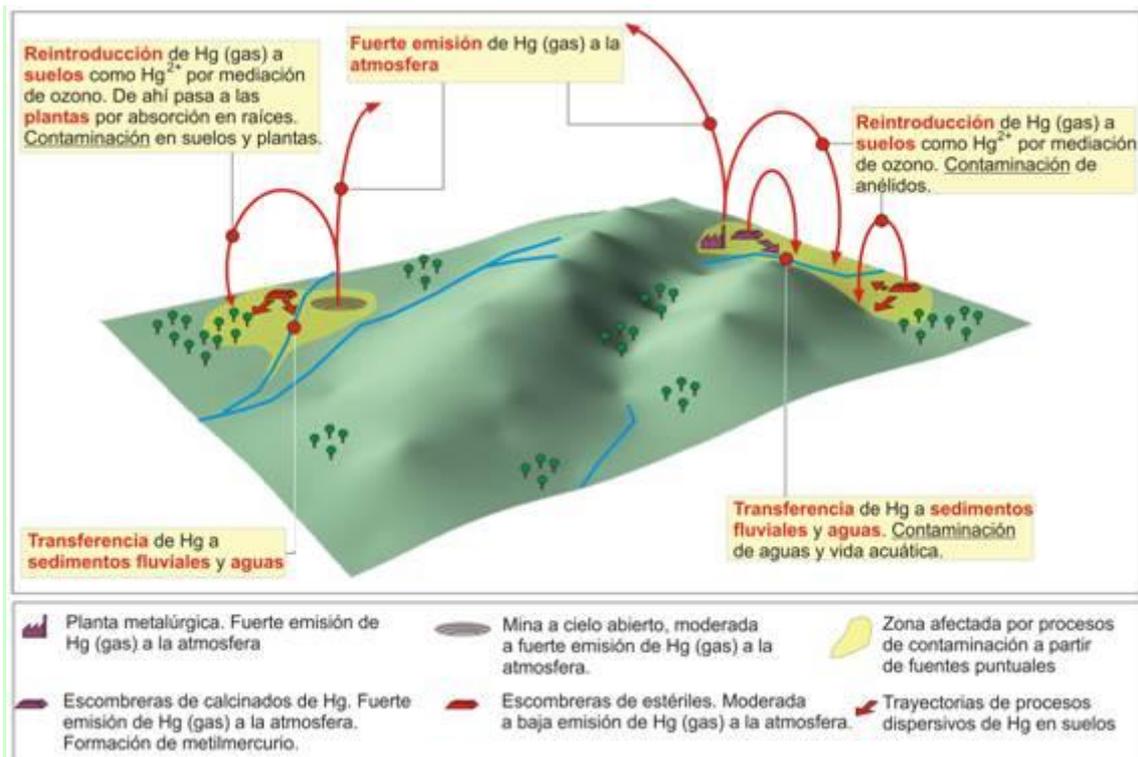
Este mercurio iónico a su vez puede disolverse en el agua de lluvia, o incluso en el vapor de agua atmosférico (niebla, por ejemplo), volviendo al suelo en esta forma iónica, en lo que se denomina “depositación húmeda” (*wet deposition*). También puede incorporarse a partículas del aire, mediante fenómenos de sorción, y volver al suelo mediante lo que se denomina “depositación seca” (*dry deposition*).

Una vez depositado en el suelo, caben dos posibilidades fundamentales:

- La reacción fotolítica de Hg^{2+} a Hg^0 (fotorreducción) en la superficie del suelo puede a su vez contribuir de manera significativa a la reemisión de mercurio gaseoso a la atmósfera. Aún cuando el mercurio en el suelo se ligue a una matriz orgánica (ácidos fúlvicos y/o húmicos), el elemento se verá sujeto a procesos de fotorreducción, lo cual también contribuirá a la entrega de mercurio gaseoso a la atmósfera.
- La otra posibilidad es que la actividad bacteriana del suelo transforme estas especies inorgánicas en metilmercurio, que es, como hemos visto, la más peligrosa de las especies conocidas de este metal. Aunque la forma exacta en que se produce la metilación del mercurio se desconoce, se sabe que en el proceso intervienen bacterias que participan en el ciclo $\text{SO}_4^{2-} - \text{S}^{2-}$.

En definitiva, y de acuerdo con estos datos, los riesgos actuales de contaminación humana por mercurio se pueden resumir en dos:

- La inhalación de vapores mercuriales en ámbitos muy concretos, que si se produce durante largo tiempo, y/o con concentraciones muy elevadas, da origen a la enfermedad denominada hidrargirismo.
- El consumo de pescado con altas concentraciones de metilmercurio, que puede inducir la denominada “enfermedad de Minamata”.



2.2.4.- Cadmio

Los minerales de cadmio no se encuentran en concentraciones y cantidades suficientes como para justificar una actividad minera específica por el elemento. Entre los minerales de cadmio, la greenockita (CdS) es el más común. Este mineral se encuentra casi siempre asociado con la esfalerita (ZnS). De esta manera, el cadmio se recupera principalmente como un subproducto de la minería, fundición, y refinado del zinc, y en menor grado de la del plomo y cobre. En promedio se recuperan unos 3 Kg. de cadmio por tonelada de zinc.

Debido a su toxicidad, el cadmio se encuentra sujeto a una de las legislaciones más severas en términos ambientales y de salud humana. En la vida acuática, el cadmio puede incorporarse a los peces a través de dos rutas principales:

- Ingestión
- Introducción en las agallas.

El cadmio así adquirido se acumula en el hígado, riñones, y en el tracto gastrointestinal. Sus efectos sobre los organismos acuáticos son los siguientes:

- Problemas en las agallas y riñones.
- Pobre mineralización de los huesos.

- Anemia.
- Crecimiento retardado.
- Anormalidades del desarrollo y comportamiento.

En el caso de los humanos, el cadmio se puede adquirir por dos vías: ingestión e inhalación. Sus efectos pueden ser divididos en dos categorías:

- **Agudos:** fiebre de vapores de metal (*metal fume fever*) causada por una exposición severa; los síntomas son equivalentes a los de la gripe; en 24 horas se desarrolla generalmente un edema pulmonar agudo, el que alcanza su máximo en 3 días; si no sobreviene la muerte por asfixia, el problema puede resolverse en una semana.
- **Crónicos:** la consecuencia más seria del envenenamiento prolongado por cadmio es el cáncer. Los efectos crónicos que primero se observan son daño en los riñones. Se piensa que el cadmio es también el causante de enfisemas pulmonares y enfermedades de los huesos (osteomalacia y osteoporosis). Los problemas óseos han sido observados en Japón (recordar también el problema con metilmercurio; Incidente Minamata), donde se les denominó como la enfermedad "*itai-itai*" (por consumo de arroz contaminado con cadmio; causa: irrigación). Otros problemas incluyen anemia, decoloración de los dientes, y pérdida del sentido del olfato (anosmia).

Fuentes de información:

Libros:

Krauskopf, K.B. & Bird, D.K. 1995. Introduction to Geochemistry. MacGraw-Hill, NY. 647 pg.

Scheiner, B.J.; Doyle, F.M. & Kawatra, S.K. (Editores). 1989. Biotechnology in minerals and metal processing. Society of Mining Engineers Inc., Littleton (CO), USA. 209 pg.

Selinus, O.; Alloway, B.; Centeno, J.A., Finklerman, R.B.; Fuge, R.; Lindh, U.; Smedley, P. (Editores). 2005. Essentials of medical geology. Impacts of the Natural Environment on Public Health. Elsevier Academic Press, Amsterdam. 812 pg.

Documentos web:

<http://www.medicalgeology.org/>

<http://www.bae.ncsu.edu/programs/extension/wqg/>

<http://www.usgs.gov/themes/factsheet/146-00/>

<http://www.epa.nsw.gov.au/leadsafe/leadinf8.htm>

<http://www.ucm.es/info/crismine/gossan/gossanapuntes2.htm>

<http://www.science.mcmaster.ca/Biology/4S03/HM1.HTM>

<http://www.cochilco.cl/content/b-sustent/nacional/emisiones.html>

<http://www.portofentry.com/Environment/Technology/arsenicmng.html>

<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/cadmium/>

http://www.ambio.kva.se/2000/Nr3_00/May00_5.html

<http://www.nimd.go.jp/english/index.html>

<http://medical-dictionary.thefreedictionary.com/mercury%20poisoning>

8.- Restauración y remediación I: El Terreno

Reutilización de estériles

Restauración

De cavidades

De escombreras

De balsas de estériles

Remediación

Bibliografía

8.- Restauración y remediación

Hasta ahora hemos visto sobre todo qué problemas plantea la minería. La mayor parte de estos problemas existen, y persisten durante largos periodos de tiempo, porque en el pasado no se tomaban precauciones en el proceso extractivo, ni se procedía a restaurar lo que había quedado tras el cese de una actividad minera. Ello en algunos casos resultó positivo para el hombre. Por ejemplo, las antiguas labores mineras han constituido desde siempre una de las herramientas más poderosas de exploración minera. Donde se explotaron concentraciones de un determinado mineral puede haber más. Ejemplos notables son los de Río Tinto (Cu, sulfuros masivos; periodo romano), Chuquicamata (Chile, Cu; época precolombina), El Indio (Chile, Au; minería artesanal, época moderna), Las Médulas (León, España, oro; periodo romano). En otros casos, sobre los restos de la actividad minera se han implantado ecosistemas característicos y únicos, como el del río Tinto; en concreto este ecosistema es anterior, incluso, al advenimiento del *Homo sapiens*.

En cualquier caso, los efectos a corto plazo de la actividad minera tienden a ser destructivos e irrecuperables, y por tanto, es deseable minimizarlos en lo posible. Se debe hacer lo posible por recuperar las áreas afectadas, ya sea porque afectan al paisaje, o porque afecten al medio (p.ej., contaminación de suelos, aguas, etc.) y los parámetros que lo definen en un momento dado: cobertera edáfica, vegetación, fauna...

Como se pone de manifiesto en los párrafos anteriores, hay que diferenciar tres aspectos: la **prevención** del impacto (que se desarrollará antes o durante las labores de explotación), la **restauración** (*land reclamation*) del terreno, que consiste básicamente en devolverle en lo posible su aspecto original, y la **remediación** (*remediation*), que pretenderá solucionar los problemas de mayor calado, no solucionables mediante la simple restauración.

En lo que se refiere a la prevención, hemos visto como hacerla al explicar los diferentes problemas que plantea la explotación minera sobre el aire, el agua y el suelo, y hablaremos más al respecto al hablar del Estudio de Impacto Ambiental, por lo que nos referiremos a continuación a restauración y remediación de los problemas planteados en el terreno por la actividad minera, es decir, los relacionados con la excavación y con la acumulación de estériles de mina y de materiales de lavadero.

Reutilización de estériles

Una cuestión previa al planteamiento del problema de la restauración y la remediación suele ser la posibilidad de que los estériles que se produzcan en el proceso (ya sean las escombreras de la propia mina, o de lavadero) tengan alguna utilidad, lo que evidentemente reducirá en parte los problemas posteriores. Aplicaciones posibles para estos materiales serían:

- **Áridos.** Se aprovechan sobre todo los procedentes de canteras de rocas ornamentales. Los desechos de mayor tamaño se utilizan como áridos de machaqueo, mientras que la arena granítica de los recubrimientos de la cantera, y procedentes del corte en telar pueden servir como arenas silíceas más o menos impuras. En otros casos, la aplicabilidad de la roca no útil a efectos de la explotación podrá ser más o menos adecuada para los diversos fines a que se destinan estos materiales: balasto, base y subbase de carreteras, morteros, hormigones, firmes de carretera, etc. A este respecto, conviene recordar que muchas escombreras de minas de sulfuros de plomo-cinc han sido utilizadas para la fabricación de cementos y firmes asfálticos, con resultados desastrosos, debido a la reacción de los sulfuros presentes en las rocas de la escombrera con el aglomerante, ya sea cemento o asfalto. A este respecto se plantean dos problemas: 1) reacciones exotérmicas en los sulfuros, con aumento de volumen; y 2) generación de ácido sulfúrico por oxidación de los mismos.
- **Materiales cerámicos.** Los recubrimientos arcillosos, o de pizarras fuertemente alteradas, pueden tener aplicación en la industria cerámica, en función de su composición concreta.

- Aprovechamiento energético. Los estériles que poseen carbón repartido por toda su masa, tienen un poder calorífico superior que va desde los 1.700kJ/kg hasta los 8.000 kJ/kg. Se intenta aprovechar esta energía, siguiendo principalmente dos caminos: recuperación del carbón de viejas escombreras y lavaderos antiguos y la combustión en lecho fluidizado, que permite quemar una amplia variedad de combustibles, entre los que se encuentran aquellos de bajo poder calorífico.
- Agricultura. Otra de las posibilidades de aprovechamiento de los estériles de carbón es su uso como fertilizante o acondicionador de suelos destinados a la agricultura. La existencia de ácidos húmicos en el carbón parece ser el mayor aporte de los estériles a la nutrición vegetal, puesto que estos ácidos intervienen en la formación de complejos órgano-minerales y en los efectos catalíticos y estimulantes que incluso a pequeñas concentraciones tienen sobre el crecimiento vegetal.
- Reutilización de suelos para labores de restauración y remediación. El suelo, y en especial los horizontes A y B, tarda siglos en formarse. Si es removido y acumulado, puede ser utilizado más tarde como recubrimiento de labores mineras. Cabe destacar que estos suelos acumulados sufrirán una cierta degradación con el tiempo, por ejemplo apelmazamiento, aumento de la densidad, decrecimiento de la capacidad de acumular agua, cambios químicos decrecimiento del ciclo de nutrientes y de la actividad bacteriana, y pérdida o reducción de remanentes de plantas y de la actividad de semillas. No obstante, estos suelos son la mejor opción para restablecer el ecosistema vegetal y microbiano existente antes de la actividad minera.

Restauración

La restauración de un terreno afectado por la minería consiste en devolverle en lo posible su aspecto original, previo a la realización de las labores de extracción minera. En concreto, en España está regulada legalmente, incluso mediante una fianza que es necesario depositar en la correspondiente Jefatura de Minas, y que solamente se restituye a la empresa explotadora una vez que han llevado a cabo los correspondientes trabajos. Todo esto de acuerdo con un Proyecto inicial de restauración, presentado al solicitar el correspondiente permiso de explotación, y con el visto bueno de la autoridad correspondiente.

A la hora de plantear una restauración, dos son los objetos principales de nuestro trabajo: 1) la cavidad minera dejada por la actividad (en las explotaciones a cielo abierto) y 2) las balsas y escombreras. En ocasiones el problema se reduce a uno, puesto que

podremos rellenar la cavidad desmantelando las escombreras y utilizándolas para la labor de relleno. Sin embargo, esto no siempre es posible, por lo que en la actualidad se considera como muy conveniente para el proceso extractivo la denominada “**minería de transferencia**”, en la que al irse completando la explotación en una zona del yacimiento se va recuperando simultáneamente la explotación mediante los materiales que se extraen en otra zona del mismo (Figura 1).

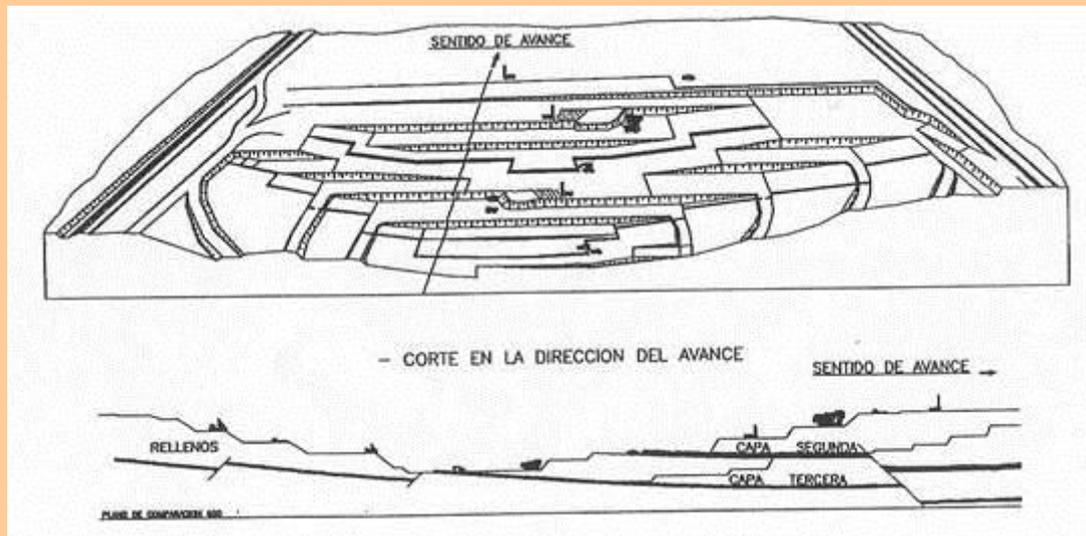


Figura 1.- Representación esquemática de minería de transferencia.

Restauración de cavidades mineras

Las cavidades producidas por la minería son generadas por dos tipos de explotación: “a cielo abierto” y subterránea, cada una con problemáticas diferentes:

- Las cavidades producidas por la minería a cielo abierto tienen su principal problemática en su efecto sobre el paisaje, sin descartar otras considerables, como su peligrosidad para personas y ganado, la pérdida de terrenos para su aprovechamiento agrícola, y la posibilidad de formación de aguas ácidas en su fondo.
- Las cavidades producidas por la minería subterránea presentan sobre todo riesgos de subsidencia, que pueden afectar a las poblaciones instaladas sobre la zona explotada. También pueden generar riesgos de caída de personas y ganado (pozos abiertos), y de contaminación de acuíferos.

Por lo tanto, y considerando además sus diferencias morfológicas, la restauración de unas y otras será también diferente, y requerirá de condiciones y tecnologías distintas.

La restauración de cavidades producidas por la minería a **cielo abierto** se basa normalmente en el relleno del mismo. No obstante, en cavidades antiguas, en explotaciones no afectadas por las condiciones legales más recientes, a menudo esto resulta inviable por el altísimo coste que representa el proceso de carga y transporte necesario para ello: grandes cortas (*pits*) de la Faja Pirítica, o las grandes minas de cobre de Chile. Por ello, a menudo los planes de restauración para este tipo de cortas se basan en el relleno final con agua, para generar un lago artificial, solución que en el caso de la minería metálica a menudo es inadecuada, por razones obvias (acidificación). No obstante, existen ejemplos muy característicos de explotaciones para áridos en zonas de ribera, o de yacimientos de carbón, que han permitido implantar este tipo de soluciones de forma muy acertada (fotos 1a y 1b).



Fotos 1a (izquierda) y 1b (derecha). La primera muestra la restauración de una cantera para áridos en Cabárceno (Cantabria, España), mientras que la 1b muestra la de una mina de carbón en Sheffield (Reino Unido).

En el relleno de la cavidad, la cuestión de mayor interés es la recuperación en lo posible del “impacto visual”: conseguir que el área quede integrada con su entorno desde el punto de vista paisajístico, e incluso, en lo posible, recuperar los usos agrícolas o ganaderos anteriores a la minería. Para ello sin duda lo más importante es la recuperación de la cobertura edáfica, que ha debido ser dispuesta separadamente del resto del material extraído de la mina durante el periodo productivo (ver Reutilización de estériles). En caso contrario, sería necesario traerla de otras áreas, afectando a éstas de la misma problemática. Evidentemente, todo este proceso puede producir una pérdida muy considerable de la calidad del suelo, que hay que regenerar “in situ” tras extenderlo sobre el terreno, mediante plantaciones adecuadas y abonado. También es importante que la base sobre la que se va a extender el suelo no quede totalmente apelmazada, para facilitar su aireación e intercambio con el nivel edáfico repuesto.

Un caso muy didáctico es el de la [Mina de carbón Emma](#), en Puertollano (Ciudad Real, España), operada por la empresa ENCASUR, que se lleva a cabo en condiciones ideales. Allí se realiza una minería de transferencia, en la que no hace falta mantener “almacenado” el suelo, sino que éste se transfiere de la zona de apertura de corta a la de

restauración. El problema en estos casos de minería de transferencia es el de la escombrera (y el correspondiente suelo) que resulta de la excavación inicial (Figura 1).



Figura 1.- Restauración de la mina Emma, descubierta para carbón localizada en Puertollano (Ciudad Real, España).

Pulsar sobre las figuras para ver con mayor detalle.

En lo que se refiere a cavidades **subterráneas**, su restauración dependerá de la problemática específica. Si no producen problemas de subsidencia, puede ser suficiente con un sellado adecuado de los pozos que puedan quedar abiertos y representar un riesgo de caídas. Los mismos pozos a menudo presentan riesgo de colapso en su embocadura, produciéndose un embudo de varios metros de diámetro a su alrededor (foto). Así pues, el sellado de la boca debe tener en cuenta esta posibilidad, y reforzar la estructura de la misma para evitarla.



Fotos 2a (izquierda) y 2b (derecha), mostrando un pozo con embocadura colapsada (2a) y con señalización y protección para evitar riesgo de caídas. Pique es pozo en Chile.

También las galerías pueden colapsar, tanto en el entorno inmediato de la embocadura (foto y [esquema](#)) como a lo largo de su trazado, lo cual es mucho más peligroso, pues puede dar lugar a la formación de un pozo (foto y [esquema](#))



Fotos 3a (izquierda) y 3b (derecha), que muestran una embocadura de galería colapsada, y un pozo formado por colapso de una galería de escasa profundidad.

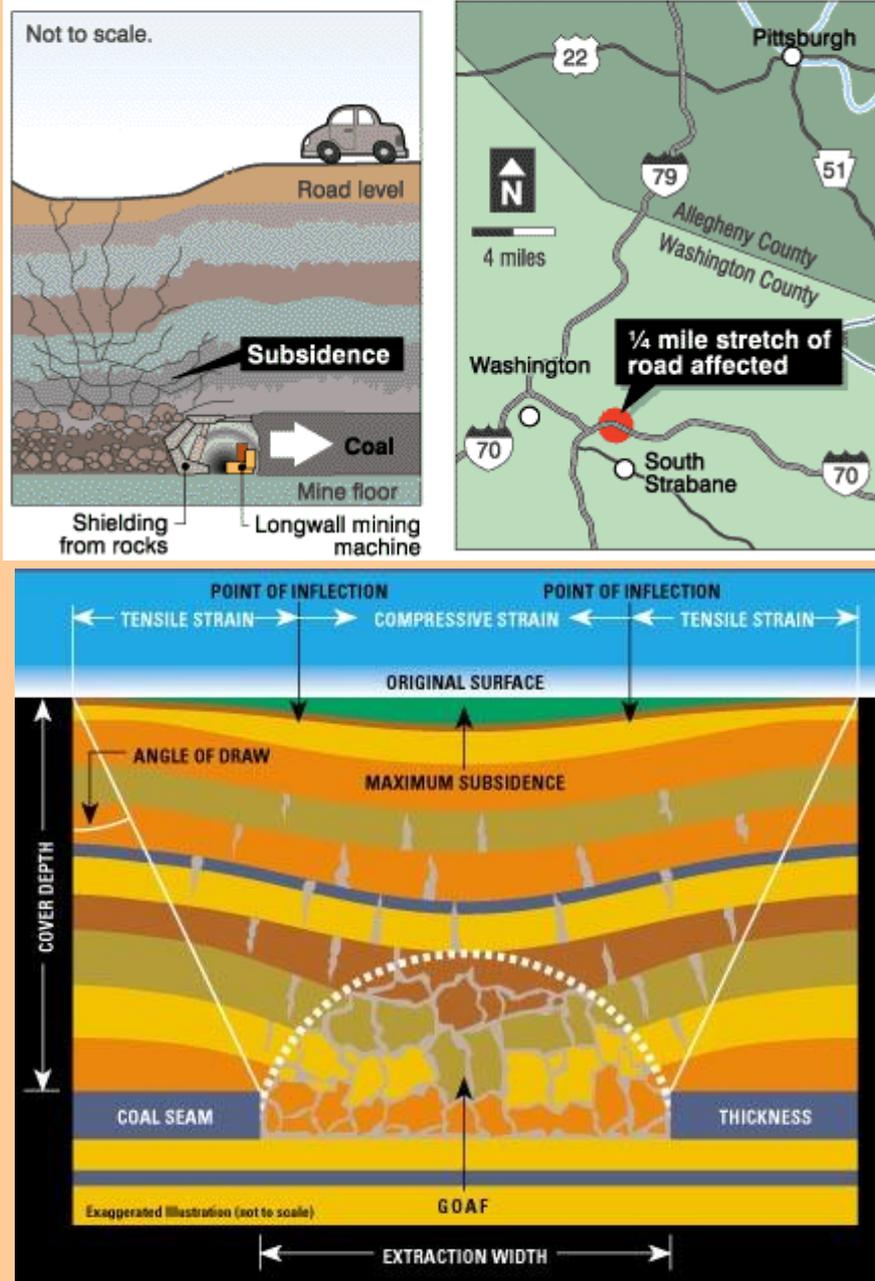
Pulse sobre cada una de las imágenes para ver como se forman

Cuando existen problemas de subsidencia, la única solución es rellenar la cavidad, a ser posible con materiales compactos (cemento), lo cual sin duda representa un alto coste económico. Se hace necesario un estudio muy cuidadoso de la mecánica de rocas del yacimiento y de la dinámica que puede presentar el proceso, para minimizar los costes llevando a cabo el relleno de forma racional, es decir, rellenando únicamente aquellos sectores de la mina que presenten un riesgo real de colapso. En caso contrario, se haría necesario el relleno prácticamente completo de la mina.

El que una determinada mina presente o no problemas de subsidencia dependerá de dos factores principales: 1) la naturaleza de las rocas implicadas, y 2) el tipo de minería utilizado. El primer factor es decisivo, puesto que determinadas rocas nunca plantearán este problema, por ser competentes. El tipo de minería tiene también una influencia decisiva. Normalmente las explotaciones clásicas por cámaras y pilares (*room and pillar*) de mineralizaciones horizontales o subhorizontales presentan los mayores riesgos, mientras que las explotaciones de filones o capas muy verticalizadas suelen ser menos problemáticas. También el hecho de que las cámaras se abandonen tras la explotación o se rellenen representa un distinto grado de riesgo para este proceso, aunque en menor escala de lo esperable, puesto que el relleno suele ser de materiales sueltos, menos capaces de sustentar los verticales por peso de la columna de roca (ver figura 2 y [esquema](#)).

Subsidence due to longwall mining

Planned subsidence (the overlying rock and other material fill in the void where coal has been removed) results from full pillar extraction and from longwall mining. As the longwall system advances, the mine roof caves in behind the steel shields and the roadway above sags where it crosses the coal seam that has been mined.



Figuras 2a (izquierda) y 2b (derecha). Esquemas del fenómeno de subsidencia relacionados con la presencia en el subsuelo de labores mineras.

Restauración de escombreras

Las escombreras tienen su principal problemática en el diseño inicial. Cuando éste es adecuado, se procura evitar su impacto visual, ya sea por localización, o por integración paisajística. Los criterios de localización serán los que eviten que la escombrera sea vista

desde las zonas pobladas o de tránsito, y solo será posible si la zona tiene una cierta orografía. Los de integración paisajística a menudo requieren también topografía abrupta, puesto que en zonas llanas pretender la integración supone aplanar mucho la escombrera, afectando a una extensión areal mucho mayor. Un parámetro vital a ser considerado es el del aislamiento físico-químico, que evite los problemas de dispersión de contaminantes químicos por lixiviación y posterior transporte, por infiltración o por escorrentía. No obstante, el principal problema lo suelen plantear las escombreras ya existentes, emplazadas y construidas sin criterio medioambiental.

Así, desde el punto de vista medioambiental, la escombrera minera debe cumplir dos criterios fundamentales: 1) quedar integrada en la medida de lo posible en el paisaje; y 2) evitar el transporte de sus productos y lixiviados.

Lo que se refiere a la **integración paisajística**, pasa por varias posibilidades:

- Ocultación de la escombrera. Consiste en evitar la visión de la misma desde los puntos o áreas más significativos, como pueden ser poblaciones, carreteras, etc. Para ello puede aprovecharse la naturaleza del terreno, vaguadas, resaltes, etc., o pueden construirse pantallas o barreras, ya sean de vegetación o de materiales de acopio: figura 3. Normalmente esta posibilidad se aplica en el diseño de escombreras nuevas, puesto que en escombreras ya existentes y de cierto tamaño puede ser mucho más costoso de llevar a cabo, puesto que implica su traslado.

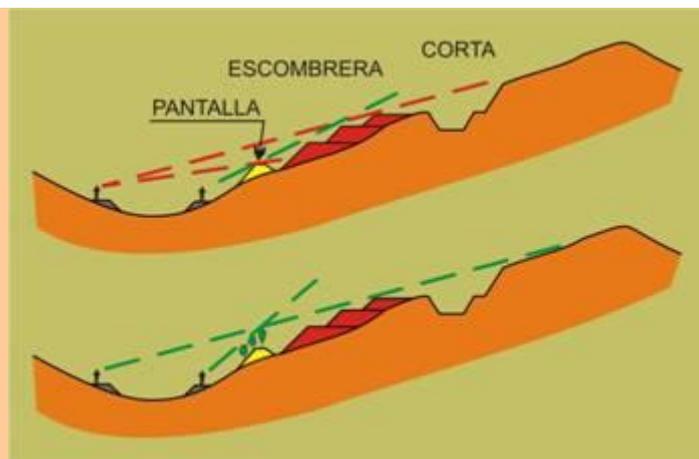


Figura 3.- Ocultación de escombrera mediante una pantalla de tierra (arriba) y mediante una combinación de pantalla de tierra y de vegetación (abajo).

- Remodelado de escombreras. Se aplica en escombreras antiguas que producen un importante impacto visual. Algunas reglas visuales al respecto son las siguientes:

- El ojo percibe más las dimensiones verticales que las horizontales, por lo que impactará menos una masa alargada y de poca altura que otra estrecha y alta.
- La distribución del material sobre una ladera en pendiente hace que en la parte más alejada del espectador se aprecie una menor masa aparente.
- Se debe evitar que la altura de la escombrera sobrepase la cota altitudinal del entorno, para que así no destaque en la línea del horizonte.
- Las líneas curvas sobre superficies suaves producen una intrusión visual menor que las líneas y cortes rectos sobre superficies planas, las cuales no hacen sino acentuar formas y volúmenes.
- En terrenos abruptos el efecto visual disminuye si las escombreras se apoyan en laderas, y si se reproducen en lo posible las pendientes, formas y líneas naturales del terreno.
- Las litologías con colores fuertes y llamativos (por ejemplo, intensos recubrimientos con limonitas) intensifican y agravan las sensaciones ópticas de los observadores, al contrastar con el colorido suave y vistosidad natural de los suelos y vegetación (p.ej., regiones mediterráneas).

Por lo tanto, resulta fundamental identificar los rasgos característicos del entorno, de forma que la integración sea lo más positiva posible, tanto en el caso de la ocultación como del remodelado. Todo esto, con el fin de **reproducir la forma natural de las estructuras geomorfológicas** para alcanzar la máxima integración: figura 4.

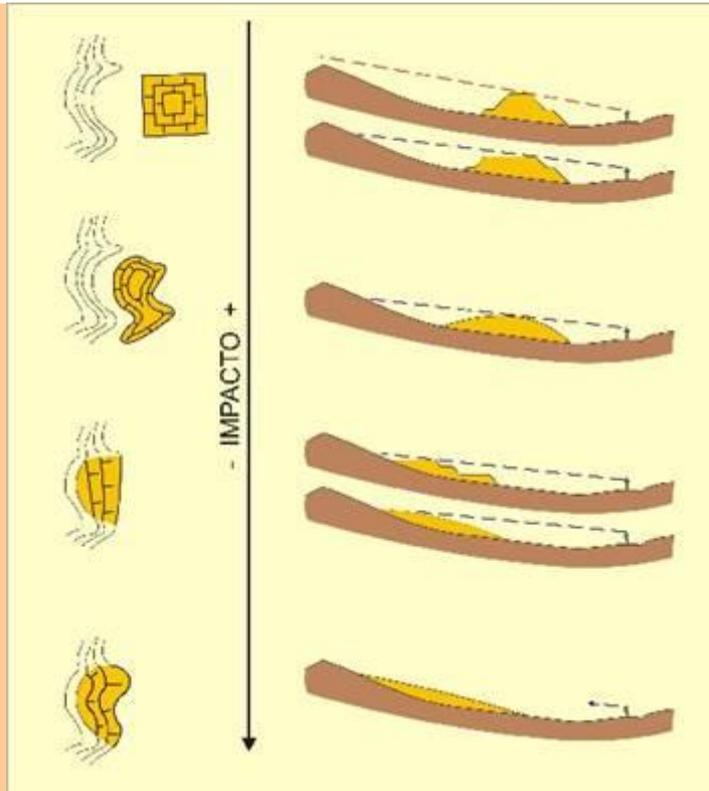


Figura 4.- Posibilidades de remodelación de escombreras, produciendo mayor o menor impacto visual y paisajístico.

Una de las actuaciones más frecuentes en el modelado de escombreras es la **reducción de su altura**, que como ya se ha mencionado, es uno de los caracteres de mayor impacto. Eso implica siempre un aumento de la superficie afectada, por lo que la remodelación debe llevarse a cabo retirando previamente la tierra vegetal del área a afectar, que se extenderá sobre el conjunto resultante al término del proceso (figura).

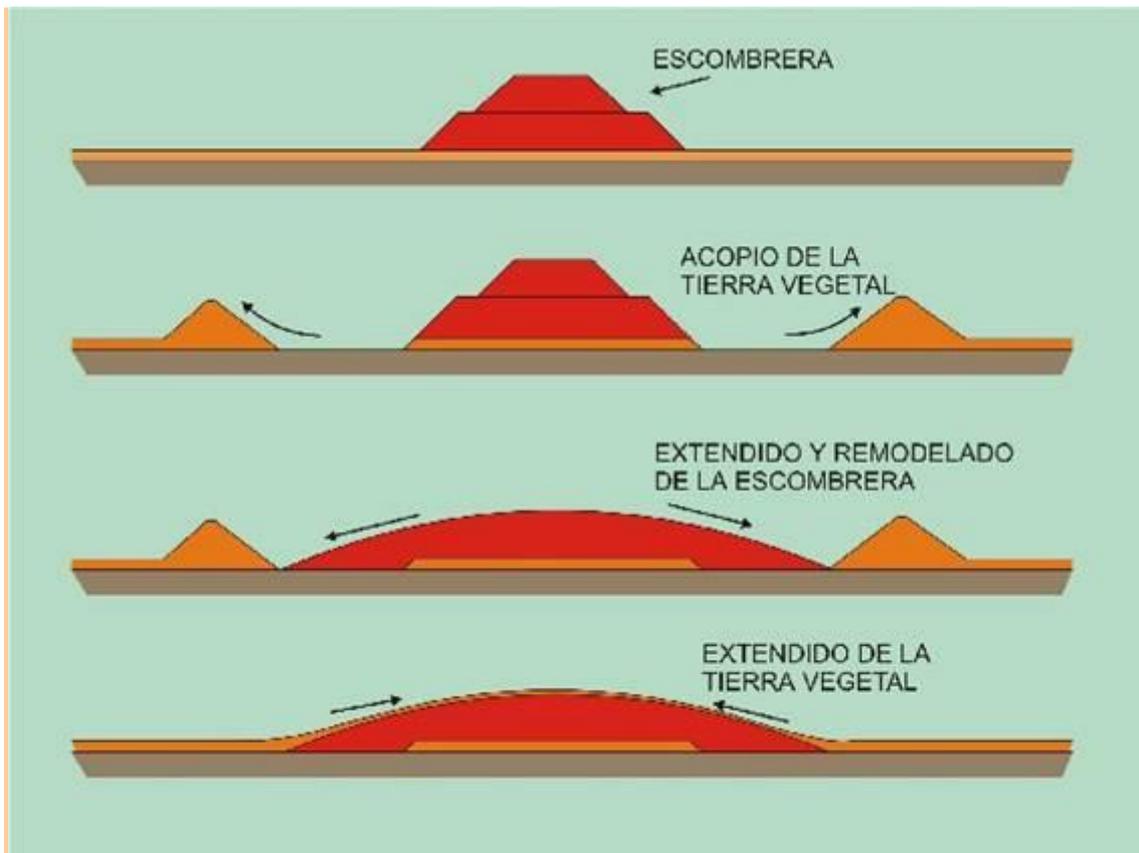


Figura 4.- Remodelado de escombrera mediante su extensión, para reducir su altura y su impacto paisajístico.

Las terrazas o **bermas** de gran anchura en la escombrera producen el máximo efecto visual negativo, por lo que desde el punto de vista estético hay que procurar evitarlas. No obstante, como suelen ser necesarias, tanto por condicionantes “constructivos” como por otros imperativos de control de la erosión, estabilidad y accesibilidad a diferentes áreas, se recomienda seguir los siguientes criterios básicos:

- Ser lo más estrechas posible, para permitir el paso de vehículos auxiliares, y equipos de hidrosiembra cuando la altura es grande.
- Tener los bordes redondeados.
- No ser equidistantes o totalmente paralelas.
- Hacer que las bermas desaparezcan gradualmente, para evitar que atraviesen toda la superficie de la escombrera.

En definitiva, es necesario evitar las formas troncocónicas, evitar aristas y superficies planas que denotan artificialidad, y redondear taludes en planta y alzado para conseguir una apariencia lo más natural posible.

En determinadas ocasiones, las escombreras pueden haberse constituido en una especie de hito o rasgo destacado del paisaje con un cierto valor histórico, resultando aconsejable respetarlo por formar parte del patrimonio del lugar. Lo mismo se aplica a las escombreras romanas de la Faja Pirítica.

Para **evitar la dispersión de sus productos y lixiviados** hay que considerar dos aspectos: el aislamiento del suelo, y de la atmósfera. El aislamiento del suelo tendrá por objeto tanto impedir la infiltración de los lixiviados, como que éstos se dispersen por escorrentía (foto 4). Por tanto, en condiciones ideales esto se llevará a cabo mediante un impermeabilizante diseñado de tal forma que los lixiviados se concentren en un punto en que podamos actuar sobre ellos. No hay que olvidar que estos materiales se degradan con el tiempo (foto 5), así que si queremos que el aislamiento sea efectivo y duradero, hay que realizar un diseño y utilizar materiales de cierto coste, incluyendo no solo el material impermeabilizante más o menos sintético (plásticos: PVC de alta densidad), sino también materiales naturales (arcillas, normalmente especiales, de forma que produzcan un máximo efecto impermeabilizante y de sorción de los posibles lixiviados) y materiales mixtos. Por otra parte, un diseño adecuado del recubrimiento minimizará esta cuestión.



Foto 4.- Midiendo pH de lixiviados de escombrera
(San Quintín, Ciudad Real, España)



Foto 5.- Impermeabilizado basal de escombrera.
Punitaqui (Chile).

El recubrimiento puede llevarse a cabo de dos formas principales: mediante un suelo, más o menos natural, o mediante un impermeabilizado completo.

La primera posibilidad se emplea cuando no se pretende un aislamiento completo de la escombrera, porque ésta no contiene materiales lixiviables nocivos. En este caso, el recubrimiento edáfico permitirá la entrada y salida de agua de lluvia, y lo que ello implica. Por otra parte, también permitirá la plantación sobre la escombrera de plantas autóctonas o la implantación agrícola y/o ganadera, favoreciendo la integración paisajística, tanto de la zona restituida como de la escombrera del hueco inicial ([ver foto ENCASUR](#)).

El aislamiento completo se consigue, como ya hemos referido al hablar de la impermeabilización basal, mediante barreras impermeabilizantes/absorbentes, normalmente multicapa. Un caso interesante es el del recubrimiento de las escombreras y del conjunto de la fábrica de uranio de Andujar, realizado por ENUSA, cuyo objeto final es el confinamiento completo de los materiales ahí contenidos.



Fotos 6a (izquierda) y 6b (derecha), mostrando el aspecto final del complejo de la fábrica de uranio de Andujar (Jaén, España) tras el cese de sus actividades (6a), y tras el aislamiento completo del complejo (6b).

Otro problema importante en la restauración de escombreras es su **estabilidad geomecánica**. Algunas son muy estables, mientras que otras presentan este tipo de problemas y tienden a derrumbarse total o parcialmente. Tres son los factores que influyen en ello: 1) el diseño de la escombrera, y por tanto, la altura e inclinación de taludes; 2) la litología y granulometría del material acumulado; y 3) la climatología, sobre todo la posibilidad de que la escombrera acumule agua. También puede ser importante en algunos casos la estabilidad sísmica del área, puesto que en ocasiones los terremotos son desencadenantes del deslizamiento, o incluso del desmoronamiento completo de una escombrera (caso de la Mina El Soldado, cerca de Valparaíso, Chile: allí una escombrera inestabilizada por un terremoto sepultó completamente un poblado minero, produciendo una gran cantidad de víctimas).

Para ver un ejemplo de proceso de restauración con desmantelamiento de escombrera, pulse [aquí](#).

Restauración de balsas de estériles

El incidente de la rotura del dique de contención de la balsa de lodos de Aznalcollar (Sevilla) en 1998, atrajo la atención del público sobre el problema ambiental que entrañan este tipo de instalaciones mineras. Las repercusiones en los medios de comunicación fueron grandes debido a que parte de la corriente de lodos sulfurados alcanzó el Parque Nacional de Doñana, un humedal de gran riqueza faunística, especialmente en cuanto a especies de aves.

El tratamiento clásico de las menas sulfuradas de Cu, Pb, o Zn, pasa por su molienda a fracción fina, y posterior tratamiento en lo que se denomina una planta de flotación. La fracción fina es introducida en celdas de flotación, donde se induce la formación de espumas mediante agentes químicos, que sacan a la superficie los granos de sulfuros de interés económico. Dado que el material que entra en estas celdas contiene una gran proporción de partículas sulfuradas indeseables (p.ej., pirita: FeS_2 , arsenopirita: FeSAs), éstas son deprimidas en la celda y pasan a formar la "cola" del proceso (de ahí el término en inglés: *tailings*), que es transportada como un lodo acuoso a lo que se denomina la **balsa de estériles**. Esta última es similar en cuanto a características a la imagen común de un embalse, solo que aquí el agua constituye una delgada lámina sobre un material húmedo de granulometría fina y arenosa. Un elemento vital de la balsa de lodos es el dique (o presa) de contención. En la balsa de lodos tendremos un material grisáceo de granulometría fina-media que contiene, entre otras especies minerales, sulfuros de nulo interés económico (que fueron rechazados en la planta de flotación).

En la versión más simple, y por lo tanto más problemática, la balsa de lodos consiste en un mero "amontonamiento" de las colas, sin contención alguna, donde parte de la fase fluida va directamente a parar al entorno inmediato (foto balsa de "diseño"). Este modelo ha sido seguido en muchos lugares del mundo con una clima de tipo árido. Sin embargo, en zonas con una pluviosidad más importante, donde existen cursos de aguas, resulta imprescindible la construcción de un dique de contención.

Aunque el dique de contención debiera ser del tipo que se utilizan para retener agua, con una barrera axial impermeable (figura 5): *water-retention type dam for tailings storage*), su alto coste de construcción conduce normalmente a que éstos sean básicamente del tipo presa de tierra (*earthfill dam*): figuras 6 y 7.

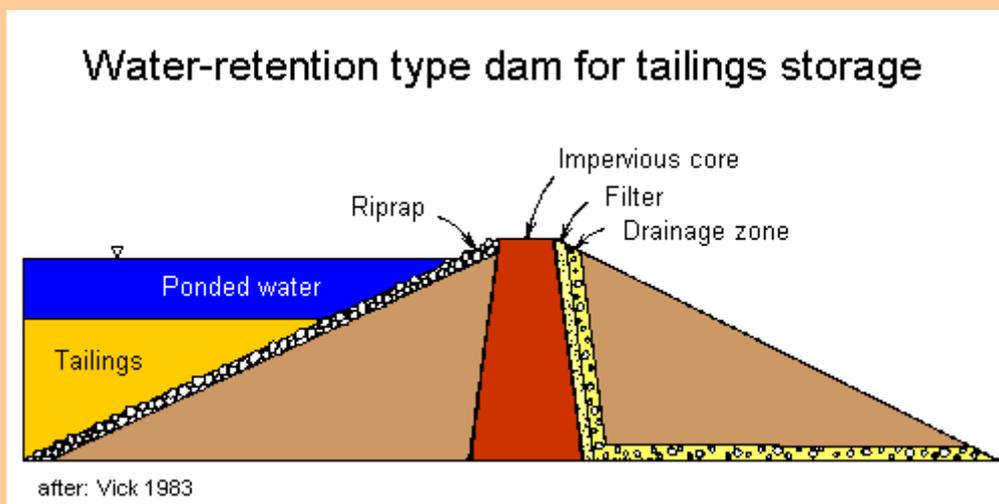


Figura 5.- Presa de contención de aguas.

Las presas de tierra no se construyen de una vez, sino que su desarrollo es secuencial a medida que la balsa se va colmatando. Los diques se pueden construir secuencialmente de tres maneras diferentes:

- Corriente arriba (*upstream*).
- Corriente abajo (*downstream*).
- Línea central (*centerline*).

Types of sequentially raised tailings dams

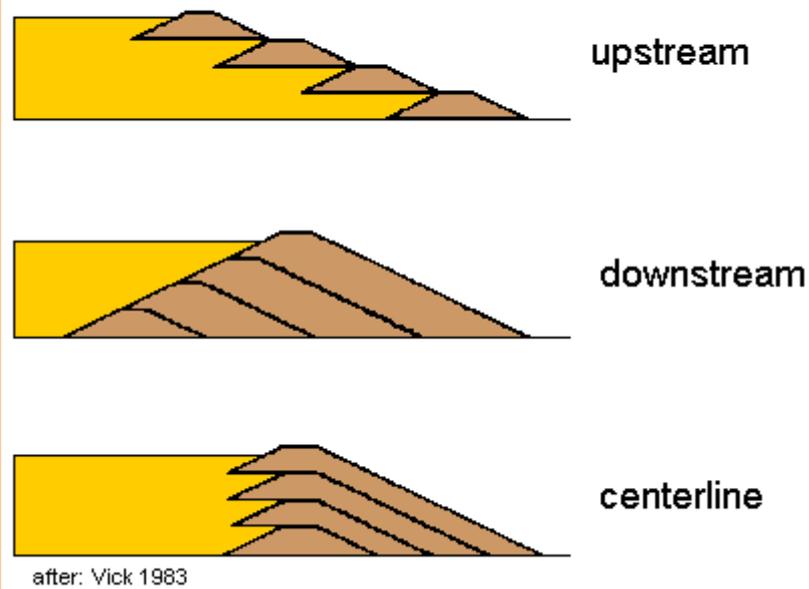


Figura 6.- Tipos de presas de construcción secuencial: corriente arriba (upstream), corriente abajo (downstream) y de línea central (centerline)

Entre éstas, la más popular a escala mundial es el modelo corriente arriba, donde nuevas presas van siendo construidas sobre los lodos que ya han colmatado la balsa. Una de las razones de su popularidad es su bajo coste, aunque comparativamente es la que presenta mayores riesgos de estabilidad.

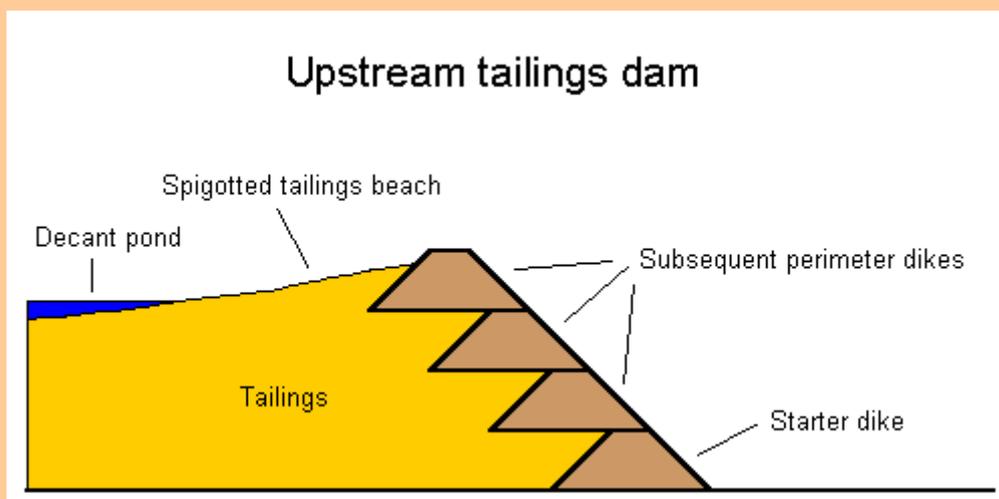


Figura 7.- Detalle del tipo de presa de tierra de corriente arriba.

Pulse sobre ella o [aquí](#) para ver como se construyen.

Dado que el almacenamiento de especies sulfuradas en las balsas constituye un riesgo ambiental importante, analizamos en la siguiente tabla las características, ventajas, y problemas de los distintos tipos de balsas de lodos:

	Presa de contención de aguas	Corriente arriba	Corriente abajo	Línea central
Requerimientos de los lodos	Adecuada para todo tipo de lodos	Por lo menos 40-60% de arena en los lodos; baja densidad de pulpa	Adecuada para cualquier tipo de lodos	Lodos arenosos o de baja plasticidad
Requerimientos de descarga	Adecuada para cualquier tipo de descarga	Descarga periférica	Variable según diseño	Descarga periférica
Adecuación para el almacenamiento de aguas	Buena	Inadecuada para un contenido importante de aguas	Buena	No se recomienda para almacenamiento permanente
Resistencia sísmica	Buena	Mala en zonas de alta sismicidad	Buena	Aceptable
Restricciones sobre la tasa de construcción	El dique se construye de una sola vez	Menos de 4.5-9 m/año como medida deseable. Más de 15 m/año puede ser peligroso	Ninguna	Restricciones de altitud
Requerimientos de los materiales de construcción del dique	Suelos naturales	Suelos naturales, lodos arenosos, desechos de mina	Lodos arenosos o desechos de mina si la tasa de producción es suficiente; suelos naturales	Lodos arenosos o desechos de mina si la tasa de producción es suficiente; suelos naturales
Costes	Alto	Bajo	Alto	Moderado

Comparación entre los distintos tipos de balsas

Los **problemas ambientales** que puede acarrear una balsa de lodos no se refieren tan solo a la posibilidad de rotura del dique (y consecuente vertido) por mal diseño de éste, sino que son mucho más complejos como veremos a continuación. Un listado de los problemas ambientales asociados con las balsas de lodos incluye los siguientes:

- Oxidación *in situ* del material sulfurado incluido en los lodos, que suele implicar la puesta en solución de metales pesados.
- Infiltraciones de la fase líquida (conteniendo metales disueltos) a los suelos que sostienen la balsa, y posterior paso a las aguas subterráneas.
- Muerte de aves por contacto con la fase líquida superior de la balsa.
- Muerte de otros animales por atrapamiento en estos materiales.
- Transporte a otras áreas de los materiales sólidos como polvo debido a procesos erosivos y el viento.
- Impacto visual.

Algunas de las **medidas** que pueden adoptarse para mitigar los problemas ambientales derivados de las balsas de lodos incluyen los siguientes:

- Desarrollo de un plan de rehabilitación durante toda la vida útil de la balsa de lodos, desde la construcción, operación, y mantenimiento, hasta el cierre definitivo de operaciones.
- Pruebas a lo largo del ciclo anterior de sistemas alternativos de rehabilitación, buscando los más eficientes.
- Reducción, monitoreo, control, y recuperación de las pérdidas de la fase fluida.
- Estudio de la química y toxicidad de los constituyentes de la balsa de lodos.
- Recuperación de las aguas de la lámina superior.
- Monitoreo de la calidad de las aguas subterráneas.
- Restricciones (mediante barreras) de acceso a la fauna local.

Un punto adicional a destacar es la reutilización económica de la balsa mediante lixiviación de la misma con soluciones ácidas para recuperar el máximo posible de los metales que quedan allí presentes: por ejemplo, en la mina El Soldado, en Valparaíso (Chile), en la actualidad se lixivian balsas de lodos antiguos, con contenidos bajos, pero que aún representan un potencial minero considerable (foto 7).



Foto 7.- Lixiviación de balsas antiguas en El Soldado (Chile).

Otro factor a considerar es el clima. Obviamente la respuesta química de la fase sulfurada será diferente en respuesta a variables tan importantes como el régimen de temperaturas, las precipitaciones, y la humedad relativa. Así en climas donde las precipitaciones superan a la evaporación, los cationes divalentes (p.e.j., Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+}) son lixiviados hacia abajo desde la zona de oxidación de los lodos. En el caso contrario (evaporación > precipitaciones) el régimen de flujo de las soluciones cambia hacia arriba por efecto de fuerzas capilares, precipitando por sobresaturación abundantes sulfatos secundarios solubles (p.e.j., chalcantita: $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) a techo del sistema. A destacar también que los procesos oxidativos que se producen en una balsa de lodos llevan a la formación de ácido sulfúrico, el que tiene la capacidad de hidrolizar la fase feldespática, generando especies minerales de neoformación tales como jarosita ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), schwertmannita ($\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6\text{SO}_4$ o $\text{Fe}_{16}\text{O}_{16}(\text{OH})_{10}(\text{SO}_4)_3$). Este último mineral es capaz de retener oxianiones tales como HMoO_4^- , H_2AsO_4^- , o SO_4^{2-} .

Resumiendo, el tratamiento de los problemas ambientales que pueden presentar las balsas de lodos pasan en primer lugar por una construcción adecuada en el sitio adecuado, una comprensión de la química de las soluciones presentes, y casi más importante que esto, un entendimiento de los procesos físico-químicos que ocurren en la balsa a la escala mineral.

Remediación

La remediación de los diversos problemas que hemos ido analizando con anterioridad, debe basarse en un conocimiento lo más completo posible del caso, desde un enfoque multidisciplinar, incluyendo el análisis del foco del problema, del proceso que da origen al problema, y los posibles afectados por el mismo, para intentar actuar sobre alguno de ellos de

forma que o bien se impida la evolución del proceso, o bien se minimicen sus efectos de una u otra forma.

Cabe que destacar que remediación y restauración a menudo se desarrollan conjuntamente, y en algunos casos, esto puede ser de obligado cumplimiento. Por ejemplo, en ocasiones no basta con “ocultar” o “embellecer” una escombrera, además deberemos “inertizarla”. Gran parte de esto puede aplicarse de manera amplia a toda la zona afectada directamente por el proceso minero. Así, en labores mineras abandonadas tendremos que considerara los siguientes pasos:

- Auditoria previa: estudio de la línea base (*base line*)
- Diseño y análisis de costes
- Preparación del sitio
- Restauración y/o remediación de los suelos
- Introducción de plantas
- Monitoreo/mantenimiento

El establecimiento de la línea base es también el punto de partida del Estudio de Impacto Ambiental, del que hablaremos más en detalle en el [Tema 11](#). En nuestro caso, es decir, cuando se trata de establecer qué mecanismos específicos de restauración/remediación utilizar en algún caso concreto, la información a recopilar será variable en función de la naturaleza del problema. No obstante, las variables generales a considerar serán:

- **Paisaje;** será siempre uno de los elementos más afectados por la actividad minera.
- **Hábitat;** entendiendo este término como "territorio que presenta unas condiciones ambientales determinadas y que está habitado por un conjunto de seres vivos para los que tales condiciones son las adecuadas".
- **Suelos;** se deberá contar con una adecuada caracterización de éstos, que permita prever los problemas que puedan derivarse de la infiltración de efluentes mineros (e.g., drenaje ácido, soluciones cianuradas). Recordemos que no todos los suelos responden de igual manera a la infiltración de contaminantes.
- **Flora;** aquí debemos disponer de un catálogo florístico (listado de plantas), poniendo especial énfasis en aquellas plantas que reciben una especial protección por estar en peligro de extinción.

- **Fauna**; tratamiento del tema equivalente al de la flora.
- **Geoquímica de la zona**; deberemos conocer las características químicas del medio, poniendo especial énfasis en los suelos.
- **Rocas**; la investigación geológica previa generará sin duda abundantes mapas, sin embargo en este apartado deberemos prestar especial atención a la fracturación (fallas, redes de diaclasas), con vistas a evaluar las posibles infiltraciones de soluciones.

El **diseño y análisis de costes** de la remediación es siempre crucial para definir nuestro plan de acción. Deberemos establecer claramente la metodología a seguir en función de las características concretas del área, su distribución temporal en función de las actividades mineras, y evaluarlas económicamente de acuerdo con las posibilidades reales de llevarlas a cabo.

En lo que se refiere a la **preparación del sitio**, podrá requerir una serie de actividades más o menos significativas, que permitan aplicar adecuadamente la o las técnicas que se pretenda aplicar en función del diseño realizado en cada caso: explanaciones, relleno de huecos, sellado de acceso a labores, etc.

En la mayor parte de las explotaciones mineras los suelos han sido severamente compactados, desplazados y mezclados. La compactación disminuye la precolación del agua de lluvia, incrementando la escorrentía, y dificulta considerablemente las labores de siembra. Así, durante **la fase de restauración** será necesario preparar el terreno para su posterior aprovechamiento agrícola. Esto implica una preparación física (p.ej., arado, rastrillado) y otra químico-biológica, que nos conecta con el concepto de remediación. En este sentido, en un terreno fuertemente empobrecido, una de las primeras labores a realizar será la de inocular hongos para favorecer la formación de micorrizas. Las micorrizas son asociaciones entre un hongo y la raíz de una planta. Esta asociación es vital para la vida de las plantas, ya que incrementa considerablemente sus posibilidades de supervivencia en un medio pobre en nutrientes. Esto puede ir acompañado del uso de lodos de plantas de depuración de aguas residuales urbanas. Estos lodos son ricos en nutrientes tales como nitrógeno (1 a 6%) y fósforo (0,1 a 2%), aparte de contener un 30% de materia orgánica. Otro problema suele estar relacionado con la acidificación de los suelos (p.ej., en relación con la oxidación de la pirita). En este sentido, la clásica labor de remediación consistirá en la adición de cal, normalmente de varias toneladas por hectárea, para neutralizarlos.

Una vez realizadas estas tareas, se pasa a la **introducción de especies vegetales**. Tanto las compañías mineras como los organismos públicos (locales, regionales o estatales) suelen

favorecer el sembrado de gramíneas (pastos) por dos razones principales: 1) porque confieren al sitio un aspecto atractivo; y 2) porque los resultados se consiguen a corto plazo. Sin embargo, las gramíneas generan una seria competencia para que puedan establecerse comunidades arbóreas. Así, una alternativa más adecuada es el sembrado de trébol u otras leguminosas, plantas que enriquecen el suelo en nitrógeno.

Una cuestión importante a considerar es que cada región tiene características ambientales propias, por lo cual no es posible dar “recetas” generales. Mencionaremos a continuación un caso específico a manera de ejemplo:

- Desford Lakes, Gran Bretaña. Plantas introducidas:

- Especies autóctonas: *Euonymus europaeus* (evónimo, bonetero), *Crataegus monogyna* (espino blanco), *Quercus robur* (roble albar), *Hacer saccharinum* (arce), *Fraxinus excelsior*(fresno).
- Especies no nativas: *Cupressocyparis leylandii* (ciprés de Leylan), *Fraxinus pennsylvanica* (fresno de Pensilvania), *Populus alba* (álamo, chopo), *Pinus nigra* (pino de Córcega), *Catalpa speciosa* (catalpa).

Nótese que gran parte de las especies mencionadas corresponden a árboles, lo cual a largo plazo asegura un retorno más armónico a las condiciones iniciales. Recordemos que los bosques son comunidades típicas en muchas regiones del mundo. Nuestra visión actual está deformada, ya que vastas regiones fueron devastadas para su uso agrícola y ganadero, así como para la utilización de madera como combustible. Las dehesas actuales son hermosas y bucólicas, pero en el fondo únicamente representan los remanentes de bosques arrasados.

Cabe destacar que ninguna de estas tareas resultará ser efectiva a medio-largo plazo si no hay un **seguimiento (monitoreo)** del proceso. Pensemos que pasarán años o décadas hasta que podamos considerar una zona como totalmente recuperada. Recuperar no significa simplemente embellecer, sino retornar un sitio a su estado original en términos de flora, fauna, morfología y propiedades físicas.

Bibliografía

Dold, B. & Fontboté, L. (2001). Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy and mineral processing. *J. Exploration Geochemistry*, 74: 3-55.

Erikson, N. & P. Adamek, P. (2000). The tailings pond failure at the Aznalcollar mine, Spain. 6th International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production, Calgary, Alberta, Canada, 30 May - 2 June, 8 pp.

ITGE (1987). Criterios geoambientales para la restauración de canteras, graveras y explotaciones a cielo abierto en la Comunidad de Madrid. Instituto Geológico y Minero de España, 87 páginas.

ITGE (1988). Minería y Medio Ambiente. Instituto Geológico y Minero de España, 10 páginas.

ITGE (1995). Contaminación y depuración de suelos. Publicaciones del ITGE. 330 pg.

Pennsylvania Department of Environmental Protection. *The Science of Acid Mine Drainage and Passive Treatment*. Bureau of Abandoned Mine Reclamation. http://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/minres/bamr/amd/science_of_amd.htm

Porta, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C. (1999) Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. 849 pg.

Rodríguez Jiménez, J.J. (2001). *Eliminación de iones metálicos pesados*. Documentación Curso de Verano UCLM “Procesos tecnológicos en el tratamiento de aguas”.

Rodríguez Mayor, L. (2001). *Tratamiento de aguas: procesos biológicos*. Documentación Curso de Verano UCLM “Procesos tecnológicos en el tratamiento de aguas”.

Soil Survey Division, Natural Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture. Official Soil Series Descriptions [Online WWW]. Available URL: "http://www.statlab.iastate.edu/soils/osd/" [Accessed 23 Mar 2001]. <http://www.statlab.iastate.edu/soils/index.html/>

Strohmayer, P. (1999) Soil Stockpiling for Reclamation and Restoration activities after Mining and Construction. Restoration and Reclamation Review. Student On-Line Journal (Hort 5015/5071). University of Minnesota, St. Paul, Minnesota (USA), Department of Horticultural Science. <http://www.hort.agri.umn.edu/h5101/99papers/strohmayer.htm>

USEPA (1994). *Acid Mine Drainage Prediction*. EPA 530-R-94-036.

Vadillo Fernández, L.; López Jimeno, C.; González Cañibano, J.; González Santos, A.; Navarro Morente, E.; Vázquez García, A. (1995). *Manual de reutilización de residuos de la Industria Minera, Siderometalúrgica y Termoeléctrica*. ITGME. Serie: Ingeniería Geoambiental, 308 pg.

Villaseñor, J. (2001). *Tratamiento físico-químico de aguas*. Documentación Curso de Verano UCLM “Procesos tecnológicos en el tratamiento de aguas”.

WISE Uranium Project (2002) Properties of tailings dams. www.antenna.nl/wise/uranium/mdap.html

WMC Limited (1998). Performance Tailings. www.wmc.com.au/sustain/envrep97/page24.htm

9.- Restauración y remediación II: Aguas

Aguas superficiales

Drenaje ácido de mina

Aguas subterráneas

Tratamiento externo

Tratamiento In situ

Bibliografía

9.- Restauración y remediación II: Aguas

La remediación de las aguas relacionadas con la minería pasa por su depuración. En algunos casos esta remediación es relativamente sencilla: las aguas procedentes de las zonas de labores (del fondo de mina, ya sea subterránea o a cielo abierto), o las empleadas en los procesos mineralúrgicos o metalúrgicos, son fáciles de controlar, y salvo un vertido accidental, pueden ser depuradas antes de ser vertidas a cauces públicos, caso de que esto sea necesario. No hay que olvidar que a menudo la minería se lleva a cabo en áreas con un cierto grado de aridez, por lo que en estos casos las aguas no llegan nunca a ser vertidas, sino que se reutilizan en los diversos procesos mineros, normalmente con un cierto grado de depuración entre una y otra aplicación.

Por otra parte, cabe hacer notar que el ambiente minero genera en sí una amplia gama de riesgos de contaminación de las aguas subterráneas o superficiales. Estos se relacionan básicamente con la lixiviación de los productos mineros (rocas y minerales). Este riesgo abarca desde las aguas de mina (de operaciones subterráneas o a cielo abierto), que se infiltran hacia el subsuelo, o las aguas de lluvia que se infiltran en balsas y escombreras, y que posteriormente pueden infiltrarse en el suelo y pasar al subsuelo, o incorporarse a la escorrentía. En definitiva, existe un alto riesgo de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas (ya analizado en el capítulo 3).

Naturalmente, buena parte de esta problemática hay que abordarla desde el punto de vista de la prevención, evitando el vertido accidental de las aguas de mina en su entorno, aislando adecuadamente las balsas y escombreras, etc., tal como hemos descrito en el capítulo 8 y anteriores. Pero en muchos casos lo cierto es que el problema existe, y hay que al menos evitar que el problema siga extendiéndose. En el presente tema analizaremos la problemática del agua, y en el siguiente la de los suelos, que por otra parte está íntimamente relacionada con la de la remediación de problemas de aguas subterráneas.

Aguas superficiales

La solución a los problemas derivados de los vertidos de las aguas residuales de las instalaciones mineras a cauces superficiales pasa por su **depuración**, que estará soportada por una tecnología adecuada a este fin, en función de las características físico-químicas de cada caso concreto. Algunas de las técnicas que se pueden emplear son:

- Neutralización. Se suelen emplear carbonatos, en especial el carbonato cálcico, por su reactividad incluso con ácidos débiles. No hay que olvidar que produce la emisión de CO₂, así que nunca debe hacerse en ambiente cerrado para evitar la posibilidad de intoxicación por acumulación de este gas.
- Eliminación de sales indeseables. En cada caso tendremos o podremos tener distintas sales cuyo vertido no es deseable, de forma que cada caso puede resultar muy diferente. Necesitaremos estudiar qué proceso o procesos químicos son susceptibles de ocasionar reacciones específicas con los compuestos problemáticos en disolución, para en unos casos producir otros compuestos menos problemáticos, o precipitar compuestos sólidos, o formar gases que se eliminen a la atmósfera (caso de que no constituya otro problema mayor).
- Eliminación de metales pesados (MP). Los MP constituyen casi siempre un problema de importancia mayor, por lo que se consideran aparte del caso anterior, a pesar de tratarse de una variante del mismo, ya que (por lo general) se suelen encontrar formando sales solubles (o en la fracción particulada). Se pueden eliminar por métodos químicos y físico-químicos.

- Los métodos químicos corresponden fundamentalmente a precipitación, con algún reactivo adecuado (Tablas 1 y 2). Por ejemplo, el mercurio se hace reaccionar con Na_2S (soluble), dando origen al HgS insoluble. Muchos otros metales formadores de sulfuros (p.ej., Pb, Zn) pueden precipitarse de la misma manera.

Agente de precipitación	Ventajas	Inconvenientes
Hidróxido cálcico	Bajo coste	Impurezas. Proceso lento Precip. CaSO_4 , CaCO_3
Carbonato sódico	Soluble. Rápido	Coste superior
Hidróxido sódico	Limpio. Rápido	Coste relat. alto
Amoníaco	Soluble. Rápido	Form. complejos, Nitrato amonico residual
Sulfuro sódico	Productos muy insolubles	Desprend. H_2S
Ácido sulfúrico	Rápido. Bajo coste	Precip. CaSO_4
Ácido clorhídrico	Rápido. Limpio	Coste relat. alto
Dióxido de carbono	Disponibile gases combust.	

Tabla 1: Agentes empleados para la eliminación de iones metálicos pesados por precipitación

Residuo	Metales	Reactivo	% Recuperación
Recubrimientos	Cd, Cu, Zn	Sulfuro	>99 Cd, Cu, Zn
Acabado metálicos	Cu, Cr, Ni	NaOCl , NaOH , NaHSO_3	88 Cr, Ni, Cu
Agua residual	Cr, Ni	Na_2CO_3	98 Ni
Soluciones metálicas	Cu	CaCO_3	75-80 Cu
Fango Cu electrolítico	Au, Ag, Cu, Se	Cloración	99.7 Au
Compuestos Cu/As	As, Cu	Sulfuro	99.9 As, 99 Cu
Haluros Cu/Al	Cu	Al	95 Cu
Minería	Al, Cu, Ca, Mg, Mn, Ni, Fe, Zn	Sulfuro+hidróxido+agente oxidante	>85 metales

Cu no electrolítico	Cu	NH ₃	90-96 Cu
Impresión	Cu	NH ₃	99.5 Cu
Solución de V	V	NaOH, KOH, Ca(OH) ₂	90 V ₂ O ₅
Residuo eléctrico	Cu, Ni, W	Carbonato, hidróxido	98 Cu, Ni 100 W
Aceite pesado	Ni, V	NaClO ₃ , NaOH, NH ₄ OH	60-95 Ni, V
Acabados metálicos	Cd, Cu, Cr, Ni, Zn	NaOH	93-98 Zn
Residuo de Ferrita	Cu	Hidrocloruro de hidroxilamina + NaOH	99.3 Cu
Residuo industrial	Cu	Na ₂ S ₂ O ₃	99.7 Cu
Agua residual	Ag	Cloruro + Cu, Zn	92-96 Ag
Residuo electrolisis	Co, Cu, Ni	H ₂ O ₂ , ácido oxálico	93-99 Co, Cu, Ni

Tabla 2.- Precipitación de metales pesados mediante diferentes reactivos

- Los métodos físico-químicos se basan en la captación del metal por compuestos con capacidades “**sorcitivas**”: susceptibles de incorporar el metal a su estructura cristalina, en unos casos sustituyendo a algún otro catión no tóxico (**intercambio iónico**), en otros casos precipitando sobre el compuesto que actúa como trampa para el metal. Por ejemplo, ENUSA en su explotación para uranio de Ciudad Rodrigo (Salamanca, España) utilizaba intercambio iónico para eliminar el metal de las aguas de lavadero y de fondo de corta. El intercambio iónico tiene la ventaja de que es reversible de forma controlada, es decir que una vez que hemos captado el metal podemos realizar su “elución”, devolviéndolo a la disolución, lo cual en ocasiones permite su aprovechamiento. Los demás mecanismos retienen el metal de forma más “permanente”, de forma que se puede considerar “inmovilizado”, o “inertizado”, para

ser tratado como un residuo no tóxico, o para ser utilizado en procesos metalúrgicos.

El paso final es el vertido de estas aguas depuradas a un cauce fluvial, en condiciones que no sean consideradas como un riesgo para el medio ambiente.

Otra cuestión importante es la derivada del hecho de que por lo general durante el proceso de tratamiento de depuración se generan productos indeseables: sobre todo, los **lodos residuales**, en los que quedan almacenados los productos contaminantes. ¿Qué hacer con ellos? Por lo general constituyen un residuo tóxico y peligroso, que debe ser recogido por un **Gestor de Residuos**, para ser depositados en un **almacén de seguridad** adecuado a este fin. En el caso de la minería este “almacén de seguridad” ha sido a menudo alguna zona del yacimiento ya explotada (p.ej., método de corte y relleno), uno poco accesible, o las propias escombreras de la explotación, sin embargo estas posibilidades se van poco a poco alejando de lo ambientalmente adecuado.

Depuración del Drenaje Ácido de Mina

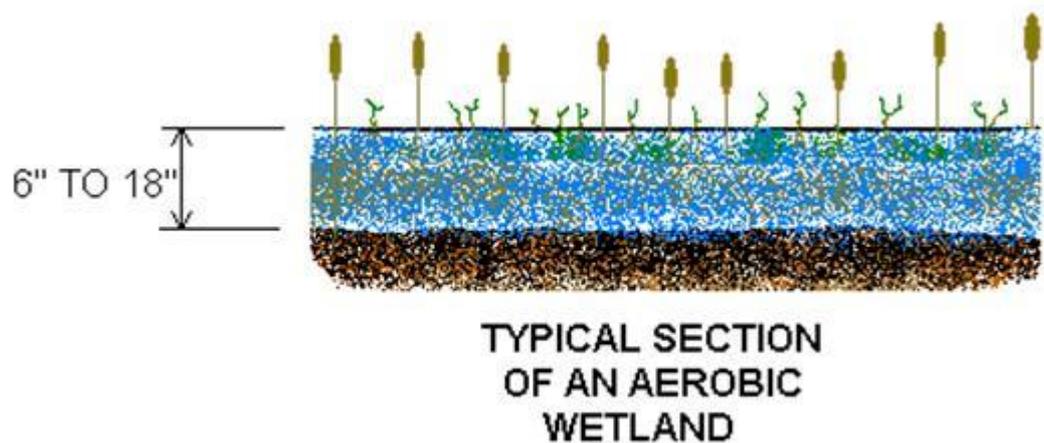
Uno de los mayores problemas que plantea la minería es el drenaje ácido. Para su tratamiento se pueden emplear dos grupos de técnicas: las activas y las pasivas.

Las técnicas activas son aquellas que se basan en el procesamiento químico del DAM mediante la adición de reactivos neutralizantes: carbonato cálcico, hidróxido sódico, bicarbonato sódico o hidróxido amónico. Estos reactivos llevan el pH a valores aceptables, y favorecen la precipitación de la mayor parte de los metales pesados que pueda contener el agua. Su principal problema es que suelen ser reactivos con un cierto coste, que no siempre pueden emplearse de forma extensiva, para neutralizar grandes volúmenes de DAM. En estos casos se aplican de forma local, más que nada como un depurador de las aguas residuales de lavadero o de fondo de corta.

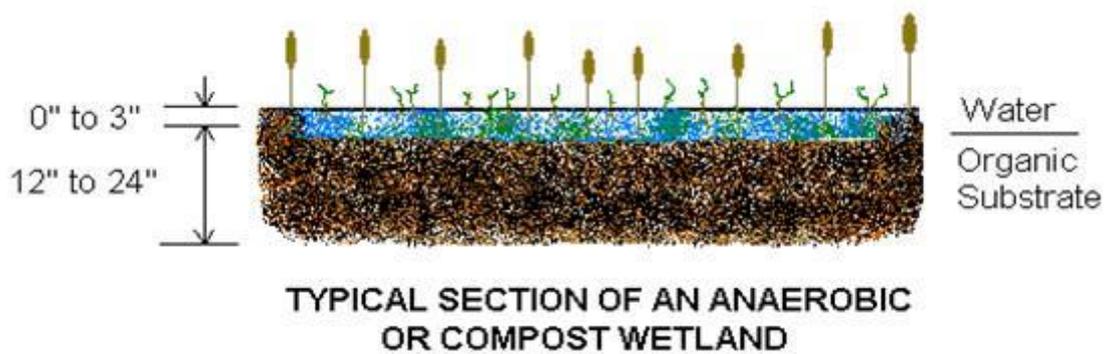
Las técnicas pasivas son las que se emplean para el tratamiento de grandes volúmenes, y se basan en la puesta en contacto del DAM con “reactivos” naturales o con condiciones adecuadas para evitar el desarrollo del proceso. Estas técnicas pueden ser muy variadas:

- ✓ **Lagunas o ciénagas aeróbicas (*aerobic wetlands*)**. Una ciénaga o laguna aeróbica consiste en un humedal de suficiente extensión

con flujo superficial horizontal. La laguna puede estar plantada con “rabos de gato” (*Trifolium cherleri*) u otras especies propias de este tipo de cuencas. Este sistema se utiliza para tratar aguas neutras o alcalinas. Los metales pesados precipitan como consecuencia de reacciones de oxidación, con formación de los correspondientes óxidos o hidróxidos, lo cual tiene su mayor eficiencia a pH mayor de 5.5. La ventilación/aireación del agua previa a su paso por la laguna se produce haciéndola pasar por pequeños saltos y rápidos. El sistema es especialmente eficiente en la reducción del contenido en hierro, pero el pH puede incrementar considerablemente debido a las reacciones de oxidación.



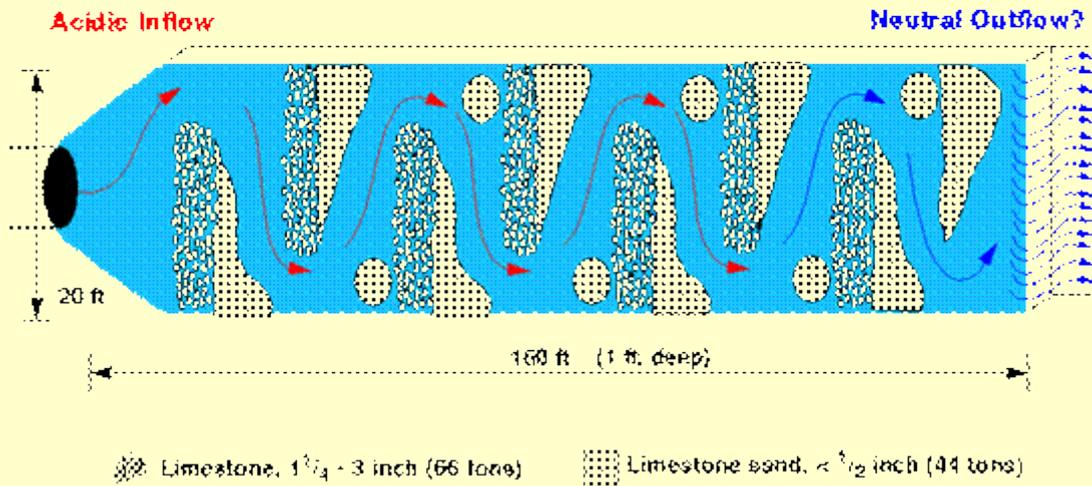
- ✓ **Lagunas o ciénagas anaeróbicas (*compost or anaerobic wetland*)**. En este caso se trata de lagunas con una delgada lámina de agua sobre un sustrato rico en materia orgánica, que puede estar constituido por turba, u otros materiales orgánicos: compost usado de plantaciones de champiñones, virutas de madera, heno, etc., mezclado con un 10% de carbonato cálcico. A través de este sustrato se produce el flujo de las aguas a depurar, produciendo fundamentalmente la reducción de sulfatos, en aguas conteniendo oxígeno disuelto, Fe^{3+} , Al^{3+} , y con acidez media o baja.



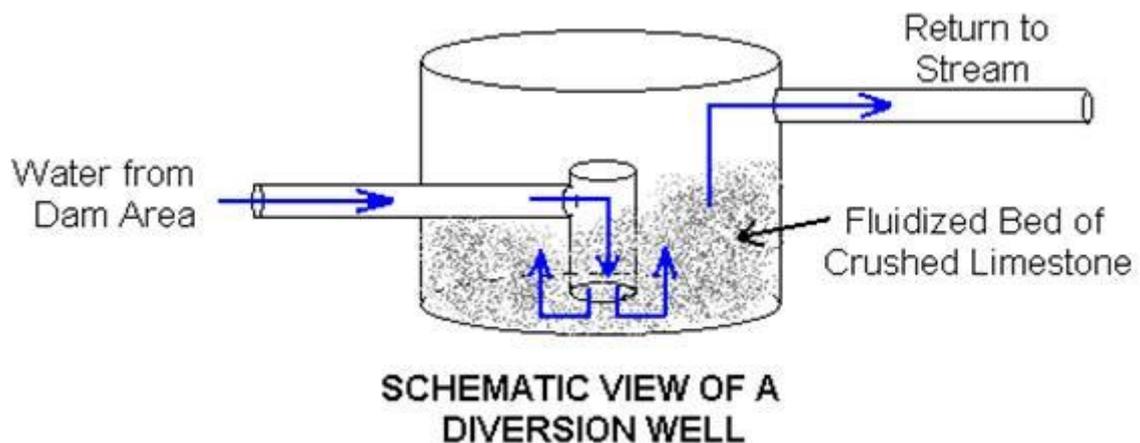
- ✓ **Canales abiertos de caliza (*open limestone channels*).** Constituyen la forma más simple de tratar el DAM, y pueden ser de dos tipos: canales recubiertos de caliza a través de los cuales se hace pasar el agua a tratar, o simplemente, añadir trozos de caliza a los canales de desagüe ya existentes. El principal problema que pueden presentar es el de que los cantos de caliza se recubren de una lámina de óxidos e hidróxidos de hierro que los aíslan, reduciendo la efectividad del proceso a medio-largo plazo. Eso hace necesario utilizar grandes cantidades de caliza. Es también importante la impermeabilización del fondo del canal, para evitar la infiltración del DAM.



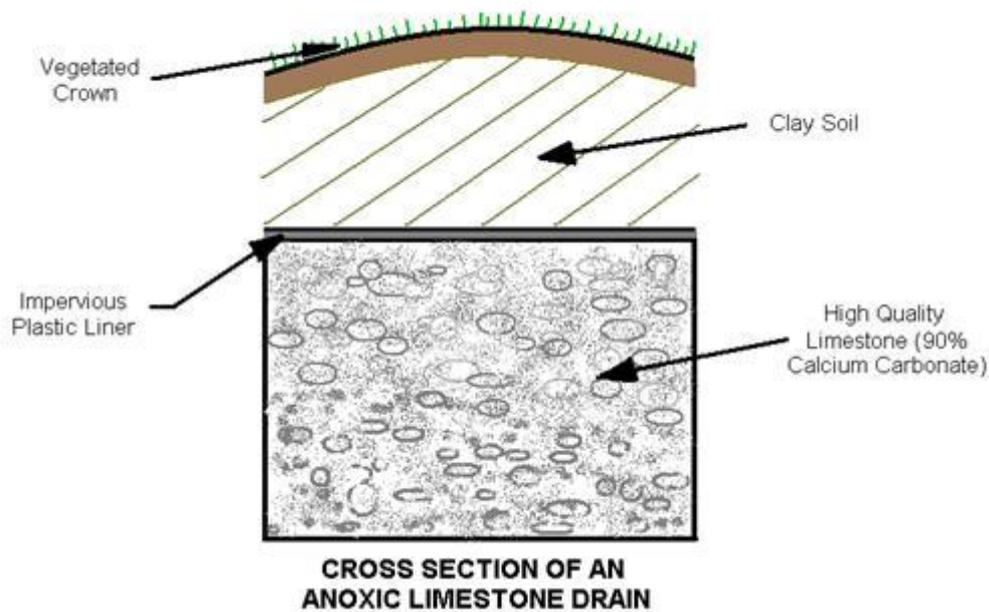
Open Limestone Channel



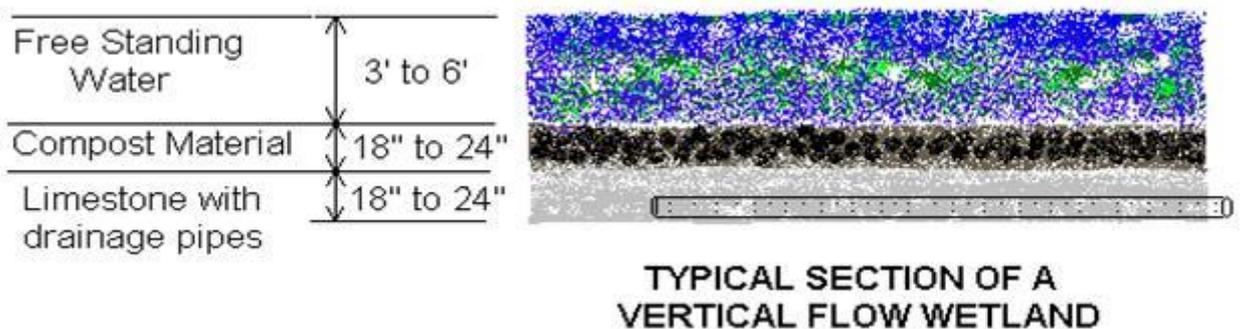
- ✓ **Pozos bifurcados (diversion wells).** Es otra forma de tratar el DAM con caliza, la que se realiza en un “pozo” con circulación forzada de **agua donde se** acumula la caliza. La turbulencia del régimen y la presencia de partículas finas y abrasivas dificulta la formación de revestimientos aislantes en la caliza.



- ✓ **Drenaje anóxico en calizas (anoxic limestone drains: ALD).** Se trata de un sistema para interceptar y neutralizar flujos subterráneos de DAM, evitando además su contacto con el oxígeno atmosférico, lo que evita la oxidación de los metales, y por tanto, la formación de revestimientos de óxidos de Fe en la caliza.

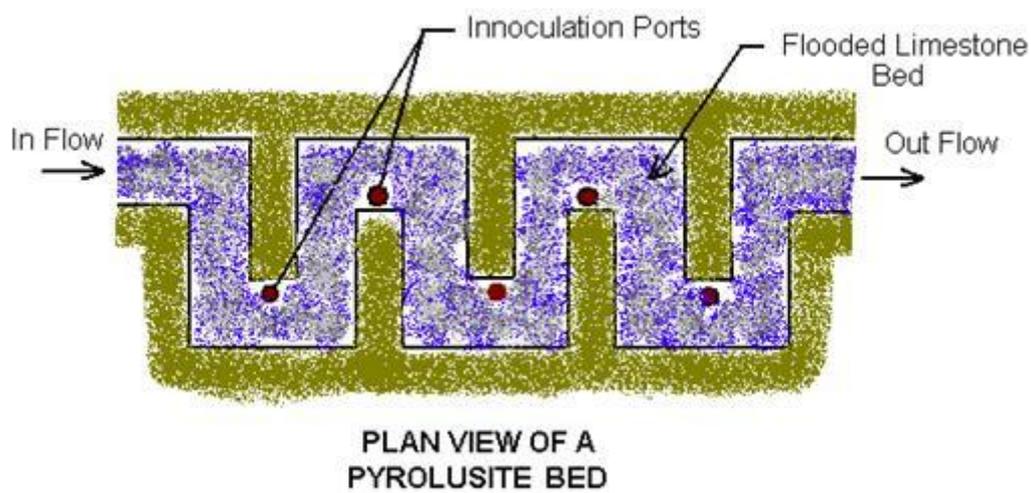


- ✓ **Reactores de flujo vertical (*vertical flow reactors: VFR*).** Consisten en celdas de tratamiento con una base de caliza y drenaje basal sobre la que se sitúa una capa de sustrato orgánico y una lámina de agua estática. El agua fluye verticalmente a través del compost y de la caliza, y se recoge y descarga a través de un sistema de tuberías. Este sistema incrementa la alcalinidad mediante la disolución de caliza y la reducción bacteriana de sulfatos. A continuación se requiere un tratamiento adicional, como puede ser en una laguna aeróbica, para la oxidación y precipitación de los metales pesados.



- ✓ **Proceso patentado "Pyrolusite" (*Pyrolusite® Process*).** Este proceso utiliza organismos microbianos modificados genéticamente para eliminar Fe, Mn y Al del DAM. El proceso de

tratamiento consiste en una capa somera de árido carbonatado (caliza) inundado con DAM. Tras realizar test de laboratorio para determinar las combinaciones de microorganismos más adecuadas, éstos se introducen en el lecho carbonatado inoculándolos en puntos concretos del mismo. Los microbios crecen en la superficie de los fragmentos **carbonatados** y oxidan los contaminantes metálicos, mientras que la reacción entre el DAM y la caliza neutraliza la solución.



Aguas subterráneas

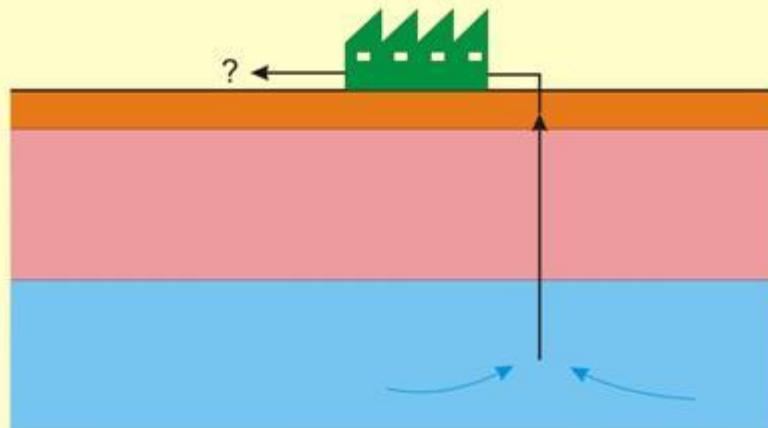
Las aguas subterráneas pueden ser afectadas por los mismos problemas que las superficiales, aunque en este caso el problema se agudiza por la dificultad del acceso a ellas. Para solucionar este problema tenemos dos alternativas: el tratamiento “externo” (*pump and treat*) o el tratamiento “*in situ*”.

En el **tratamiento externo** se intenta extraer el agua contenida en el acuífero local, para mitigar la situación en el subsuelo y evitar la extensión del problema. Para ello, es necesario que el agua constituya un acuífero en sentido estricto, es decir, un volumen rocas porosa y permeable empapadas en agua susceptible de ser extraída mediante bombeo. Los parámetros a considerar son los siguientes:

- Transmisividad del acuífero. Debe ser suficiente en dos sentidos: 1) permitir que la contaminación se transmita conjuntamente con el agua al bombearla; y 2) suficiente como para permitir un

diseño adecuado del bombeo sobre la base del menor número posible de pozos de extracción. Depende de la naturaleza litológica del acuífero, y se traduce en su porosidad y permeabilidad.

- Naturaleza de la contaminación. Evidentemente, las condiciones más favorables se obtienen por contaminaciones “salinas” en disolución. Otros casos pueden ser muy desfavorables, como la presencia de hidrocarburos o en general, fases inmiscibles con el agua, puesto que en este tipo de casos se pueden dar permeabilidades relativas, que hacen que durante el bombeo obtengamos una u otra fase preferentemente, pero siempre dejando residuos irreductibles (caso similar a las explotaciones petrolíferas).
- Posibilidad de reinyectar las aguas tratadas. A su vez depende de los parámetros anteriores, puesto que estará en función de la hidrodinámica del acuífero, y del mayor o menor grado de descontaminación alcanzable, así como la necesidad de descartar la posibilidad de que se reactive el proceso de contaminación durante la reinyección.



Por último, deberemos analizar las alternativas de descontaminación de las aguas bombeadas, mediante técnicas utilizadas en el tratamiento de las aguas residuales urbanas e industriales, o en el tratamiento del problema del drenaje ácido de mina.

No hay que olvidar que este tipo de tratamiento no puede pretender eliminar el 100% del problema de contaminación, sino reducir los niveles de ésta a límites asumibles: reducir un determinado pH, o los contenidos en determinadas sales o metales pesados, etc. Por tanto, se considera razonable aplicarla cuando los niveles de partida no son excesivamente altos. El caso contrario implica extraer volúmenes de agua tan grandes que suponen un coste normalmente inasumible.

En cuanto al **tratamiento “in situ”**, se suele aplicar cuando no es posible la extracción del agua, o cuando disponemos de mecanismos para llevarlo a cabo a costes razonables. Como normalmente este proceso implica también la descontaminación del suelo, lo trataremos conjuntamente con éste en el [capítulo 10](#) (Remediación de suelos contaminados).

Finalmente, convendría comentar aquí que la litología del subsuelo puede jugar un papel muy importante en la remediación “natural” de los problemas anteriormente señalados. Por ejemplo, un subsuelo rico en rocas carbonatadas neutralizará las soluciones ácidas, con el valor agregado de que gran parte de los metales pesados perderán capacidad de migración y precipitarán como sulfatos (sobre el nivel freático) o como sulfuros (bajo el nivel freático), en un proceso de características similares a las observadas en los procesos de enriquecimiento secundario en yacimientos sulfurados ([ver](#)). Por otra parte, un subsuelo rico en facies de arcillas esmectíticas (p.ej., zona sur de la cuenca de Madrid) tendrá la capacidad de adsorber metales pesados en los espaciados interlaminares de dichos minerales.

Otros factores a considerar son la porosidad y grado de fracturación del subsuelo. En resumen, previo a realizar una serie de estudios de alto coste económico, hay que contar con un informe geológico que permita conocer en detalle las características del suelo y subsuelo que albergan las aguas a descontaminar. Esto puede suponer ahorrar tiempo y dinero.

Bibliografía

Barettino, D.; Loredó, J.; Pendás, F. (2005). Acidificación de suelos y aguas: problemas y soluciones. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Serie Medio Ambiente, nº 7. 210 pg.

ITGE (1987). Criterios geoambientales para la restauración de canteras, graveras y explotaciones a cielo abierto en la Comunidad de Madrid. Instituto Geológico y Minero de España, 87 páginas.

- ITGE (1988). Minería y Medio Ambiente. Instituto Geológico y Minero de España, 10 páginas.
- ITGE (1995). Contaminación y depuración de suelos. Publicaciones del ITGE. 330 pg.
- Pennsylvania Department of Environmental Protection. *The Science of Acid Mine Drainage and Passive Treatment*. Bureau of Abandoned Mine Reclamation. http://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/minres/bamr/amd/science_of_amd.htm
- Porta, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C. (1999) Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. 849 pg.
- Rodríguez Jiménez, J.J. (2001). *Eliminación de iones metálicos pesados*. Documentación Curso de Verano UCLM “Procesos tecnológicos en el tratamiento de aguas”.
- Rodríguez Mayor, L. (2001). *Tratamiento de aguas: procesos biológicos*. Documentación Curso de Verano UCLM “Procesos tecnológicos en el tratamiento de aguas”.
- Soil Survey Division, Natural Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture. Official Soil Series Descriptions [Online WWW]. Available URL: "http://www.statlab.iastate.edu/soils/osd/" [Accessed 23 Mar 2001]. <http://www.statlab.iastate.edu/soils/index.html/>
- Strohmayer, P. (1999) Soil Stockpiling for Reclamation and Restoration activities after Mining and Construction. Restoration and Reclamation Review. Student On-Line Journal (Hort 5015/5071). University of Minnesota, St. Paul, Minnesota (USA), Department of Horticultural Science. <http://www.hort.agri.umn.edu/h5101/99papers/strohmayer.htm>
- USEPA (1994). *Acid Mine Drainage Prediction*. EPA 530-R-94-036.
- Vadillo Fernández, L.; López Jimeno, C.; González Cañibano, J.; González Santos, A.; Navarro Morente, E.; Vázquez García, A. (1995). *Manual de reutilización de residuos de la Industria Minera, Siderometalúrgica y Termoeléctrica*. ITGME. Serie: Ingeniería Geoambiental, 308 pg.

Villaseñor, J. (2001). *Tratamiento físico-químico de aguas*. Documentación Curso de Verano UCLM “Procesos tecnológicos en el tratamiento de aguas”.

10.- Restauración y remediación III: Suelos y Aguas subterráneas

Condicionantes

Soluciones a adoptar

Confinamiento

Barreras

Vitrificación *in situ*

Técnicas *in situ*

Biológicas

Biorremediación

Fitorremediación

Físico-químicas

Atenuación natural controlada

Barreras reactivas permeables

Extracción de vapores del suelo e inyección de aire

Flushing *in situ*

Tratamientos térmicos

Oxidación química

Electrodescontaminación

Fracturación

Técnicas *ex situ*

Desorción térmica

Lavado del suelo

Extracción con solventes

Dehalogenación química

Bibliografía

10.- Restauración y remediación II: Suelos y Aguas subterráneas

Los suelos y las aguas subterráneas tienen problemáticas específicas, diferentes a las de las aguas superficiales, aunque con muchos puntos en común entre ambos: a menudo la contaminación presente en los suelos está precisamente asociada al agua que éstos contienen, o muestran determinadas relaciones con el mismo que hacen que haya que considerar el problema de la descontaminación como un todo. Por otra parte, no hay que olvidar que a menudo las aguas subterráneas, contaminadas o no, no están en el suelo, sino en el subsuelo, afectando a acuíferos contenidos en rocas completamente diferentes a lo que llamamos suelo, y por tanto, con problemáticas distintas.

En el establecimiento de la metodología a seguir para la descontaminación de suelos y aguas subterráneas influyen dos tipos de factores: los intrínsecos derivados de la naturaleza y geometría de la contaminación, y los económicos, que siempre hay que considerar a la luz de la mayor o menor necesidad real de solucionar el problema. Tampoco conviene olvidar que ninguna de las soluciones propuestas suele resolver al 100% los problemas que la contaminación plantea, en unos casos porque el problema queda solo parcialmente resuelto (mitigado), en otros porque se producen efectos indeseados sobre el suelo o agua, siempre de menor entidad que el problema inicial (al menos en teoría). Todo ello hace imprescindible un estudio serio y riguroso de las alternativas aplicar, y comparar los resultados previsibles frente a la posibilidad de no ejercer ninguna acción remediadora ("*do nothing scenario*").

Condicionantes

Cuando se define un suelo como contaminado, lo primero a decidir es si resulta necesaria su descontaminación. Esta decisión dependerá fundamentalmente de varios factores:

- Uso del suelo. El uso actual y futuro del suelo, y sobre todo, la evaluación de la posibilidad de transmitir la contaminación a la cadena trófica humana, a través de la transmisión de la contaminación a pastos o aguas superficiales será siempre el primer factor a considerar para esta toma de decisiones.
- Situación. La proximidad del suelo contaminado a poblaciones o industrias será también un factor importante a valorar.

- Naturaleza de la contaminación. Evidentemente, la peligrosidad de un determinado contaminante contenido en un suelo condiciona de forma muy directa la posible necesidad de retirarlo o inertizarlo de alguna manera.
- Naturaleza del suelo. Los riesgos ligados a la presencia de la contaminación en el suelo dependerán también en parte de propiedades del suelo como capacidad de tamponación y de amortiguación, vulnerabilidad y cargas críticas, que a su vez dependen de la textura, permeabilidad, pH, capacidad de cambio, mineralogía, contenido en materia orgánica, etc., del suelo.
- Posibilidad de transmisión de la contaminación a acuíferos.

En cualquier caso, la contaminación que afecta a las aguas subterráneas usualmente se produce por infiltración a través del suelo, lo que hace por lo general necesario un análisis conjunto del sistema suelo-agua subterránea, para determinar los mecanismos de contaminación responsables del problema, y las alternativas a la remediación.

Una vez determinada la necesidad de la remediación, tres son los factores fundamentales a considerar al analizar las alternativas técnicas: el foco de contaminación, el mecanismo de infiltración, y el tipo de contaminante:

- El foco, que puede ser puntual o difuso.
- El mecanismo puede ser o bien un acceso directo del contaminante al acuífero o a capas profundas del suelo, ya sea por mecanismos antrópicos (pozos) o naturales (sumideros), o bien un acceso difuso, a través de una infiltración en sentido estricto del contaminante en el suelo. El primer caso es más problemático a primera vista, puesto que afecta de forma mucho más rápida y completa a las aguas subterráneas, pero es más sencillo de solucionar a medio-largo plazo, puesto que una parte importante de la solución consiste en impedir ese acceso. La infiltración, por su parte, suele implicar un menor grado de afectación a las aguas subterráneas, debido a la capacidad de atenuación del suelo, pero a su vez esto hace que el

suelo quede afectado, lo que a menudo prolonga el problema en el tiempo y el espacio.

- El tipo de contaminante es siempre fundamental para definir las posibilidades de remediación. Las principales alternativas en este sentido pueden ser las siguientes:
 - Partículas en suspensión. Suelen ser poco problemáticas, debido a que tienden a ser filtradas con facilidad por el suelo, o en el propio subsuelo. No obstante, en el caso de infiltraciones directas a acuíferos con menor capacidad de filtrado, pueden llegar a presentar un problema.
 - Sales en disolución. Los componentes aniónicos o catiónicos que el agua lleva en disolución pueden ser captados en grado variable por los mecanismos naturales de depuración del suelo (sistemas coloidales con capacidades sorcitivas). Como ya sabemos, unos son más problemáticos que otros, lo que hace también muy variada la gama de soluciones que pueden adoptarse para su eliminación, si bien una de las más adecuadas suele ser la extracción y tratamiento de las aguas contaminadas, por lo general sencilla en este tipo de casos.
 - Otros contaminantes físico-químicos. En relación con lo anterior, la presencia de sales en disolución a menudo va acompañada de acidez, alcalinidad, condiciones redox inapropiadas, etc. Como en el caso anterior, la infiltración a través del suelo, o la naturaleza de la roca que constituye el acuífero, a menudo mitiga el problema, pero éste puede ser en el detalle muy variado, y admitir diversas alternativas de remediación.
 - NAPLs: Corresponden a las siglas en inglés de "*Non Aqueous Phase Liquid*": fase líquida no acuosa, es decir, líquidos inmiscibles con el agua, y de menor densidad, es decir, suelen ser hidrocarburos derivados del petróleo, que por lo general no tienden a infiltrarse en presencia de agua, debido a que flotan sobre ésta.

- DNAPLs: Corresponden a las siglas en inglés de “*Dense Non Aqueous Phase Liquid*”: fase líquida densa no acuosa, es decir, líquidos inmiscibles con el agua, y de mayor densidad que ésta, que pueden ser de naturaleza diversa, y que constituyen en la actualidad un serio problema por la persistencia y capacidad de infiltración y migración de estos productos en el subsuelo. Algunos de ellos corresponden a disolventes orgánicos, como el [Tricloroetano](#), empleado en tintorería.

Con estas cuestiones básicas, el primer estudio a llevar a cabo para definir las posibilidades de remediación de un problema de este tipo es el de distribución geométrica de los contaminantes en el área problema, que puede ser básicamente de tres tipos:

- **Generalizada.** Es decir, que afecte aproximadamente por igual a todo un acuífero o a todo un suelo. Suele ser consecuencia de contaminación difusa o directa, y por lo general corresponde a sales en disolución, con un potencial de difusión alto.
- **Puntual.** Afecta solamente a un área de extensión limitada, y suele estar constituida por un contaminante químico o un líquido inmiscible con agua, con escasa capacidad de infiltración, ya sea por su naturaleza o su escaso volumen, o por la naturaleza del terreno que la alberga.
- **Plumas.** Las plumas son la derivación de una contaminación puntual, cuando persiste durante largos periodos de tiempo, o está constituida por un volumen importante de contaminantes. La figura 1 muestra de forma esquemática la geometría que suelen presentar.

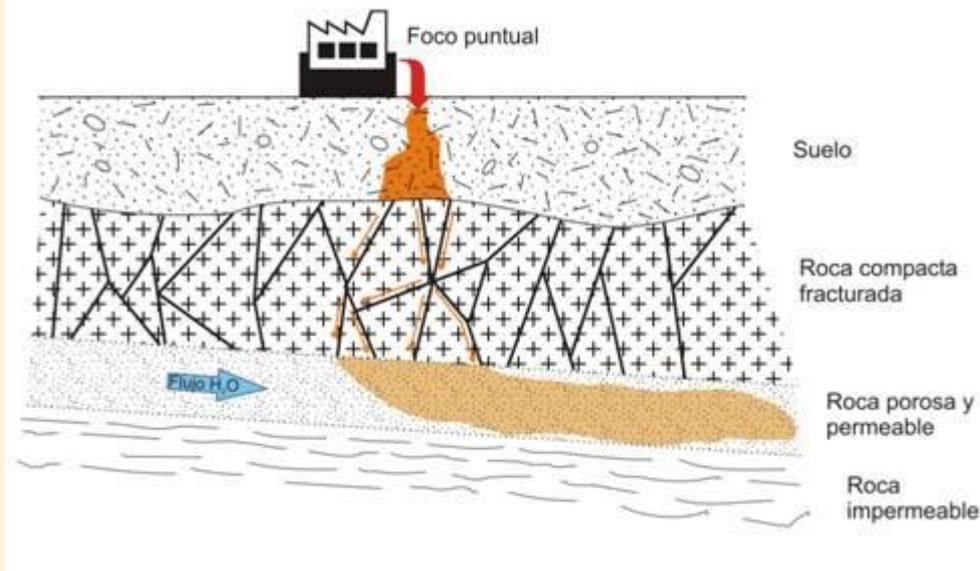


Figura 1.- Pluma de contaminación generada por el vertido a partir de un foco puntual.

Se trataría en este caso de una contaminación por aguas contaminadas con sales, o por DNAPLs, que se infiltran a través del suelo a partir de un foco puntual industrial.

Soluciones a adoptar

A la vista de la diversidad de problemas que plantea la contaminación de aguas subterráneas y suelos, las alternativas para su solución o mitigación son muy variadas, y en la actualidad prosigue el desarrollo de nuevas posibilidades basadas en diversas tecnologías. En términos generales, las técnicas concretas aplicables se pueden clasificar en tres grandes grupos: técnicas de confinamiento, técnicas de tratamiento *in situ* y técnicas de tratamiento *ex situ*.

Técnicas de confinamiento

Se basan en el aislamiento de las aguas o suelos contaminados, de forma que su objetivo básico es evitar que esa contaminación se transfiera lateralmente. Por lo general son de aplicación cuando la contaminación está muy localizada y no resulta viable ninguna de las demás alternativas.

El aislamiento o confinamiento se basa, en cualquier caso, en la construcción de **barreras**, que pueden ser de muy diversos tipos:

Barreras de lodo.- Consisten en trincheras verticales que se excavan alrededor del área contaminada y se rellenan con un lodo, que impermeabiliza el perímetro a aislar. El relleno estará constituido por mezclas más o menos complejas del propio suelo con arcillas especiales (sepiolita, bentonita), que confieran mayor estanqueidad, o determinadas propiedades filtrantes a la barrera. También el cemento puede utilizarse para aumentar el grado de confinamiento. Este tipo de barreras suelen tener profundidades máximas de 15 m., entre 0,6 y 1,2 m. de espesor, y su mayor efectividad se consigue si quedan ancladas en una capa infrayacente de menor permeabilidad (figura 2).

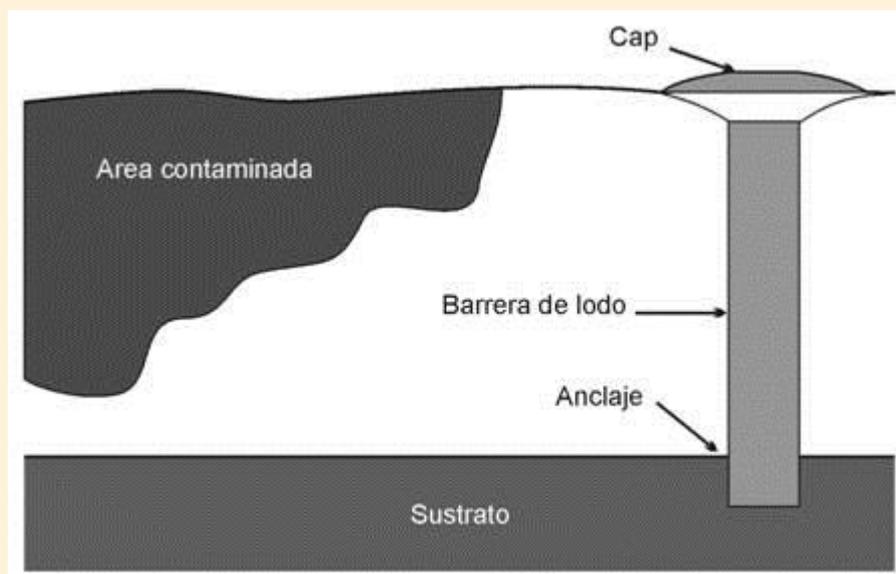


Figura 2.- Esquema de una sección de sistema de barreras de lodo, en la que la barrera queda anclada en un sustrato de baja permeabilidad.

Lechada de cemento.- Consiste en impermeabilizar mediante inyección de una capa continua de cemento bajo todo el perímetro inferior del área contaminada (figura 3). Se requiere un equipamiento específico para llevar a cabo este tipo de inyección.



Figura 3.- Esquema del proceso de inyección de lechada de cemento bajo una mancha de contaminación.

Barreras químicas.- Como en el caso anterior, se inyecta bajo el área afectada un producto que impida la dispersión del contaminante, en este caso un agente químico, que en unos casos se emplea para reducir la permeabilidad del sustrato, y en otros para producir algún efecto sobre el contaminante: reducir su toxicidad o movilidad (figura 4).

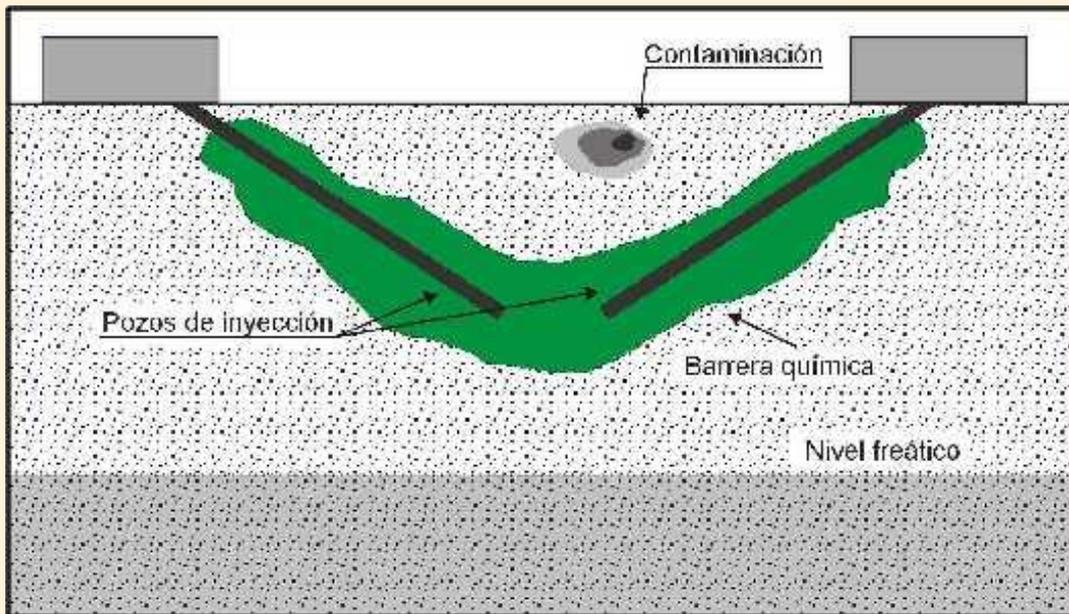


Figura 4.- Esquema de una barrera química, consistente en un producto (con color verde en la figura) que se inyecta bajo la zona contaminada.

Barreras de paneles.- Consiste en implantar barreras formadas por paneles o tabiques de madera, cemento, hormigón armado, acero, de forma que en algunos casos puedan penetrar el terreno sin necesidad de excavación (figura 5).

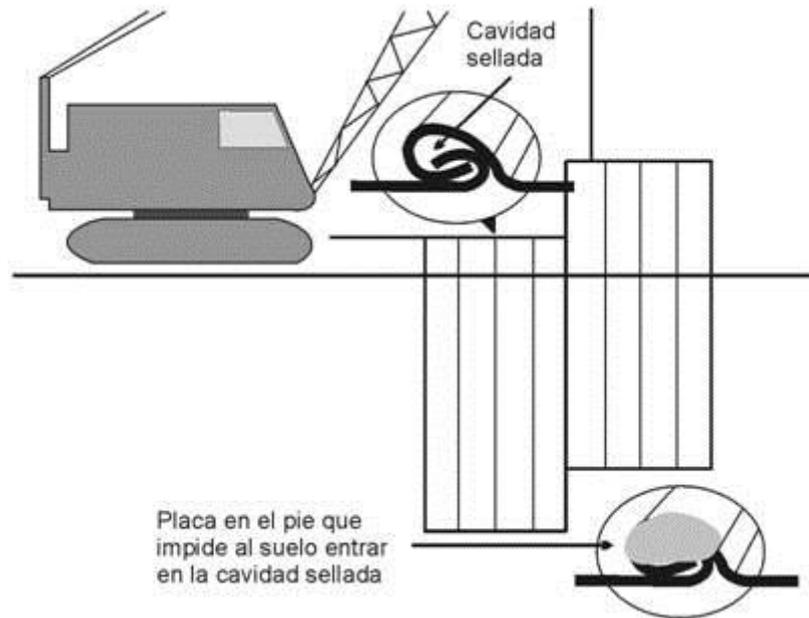


Figura 5.- Instalación de una barrera de paneles, cuyas uniones quedan selladas mediante un dispositivo mecánico.

Membranas sintéticas.- Formadas por las llamadas geomembranas, elementos textiles de diseño con permeabilidades diferenciadas, que pueden instalarse mediante la correspondiente excavación en el entorno del área afectada (figura 6).

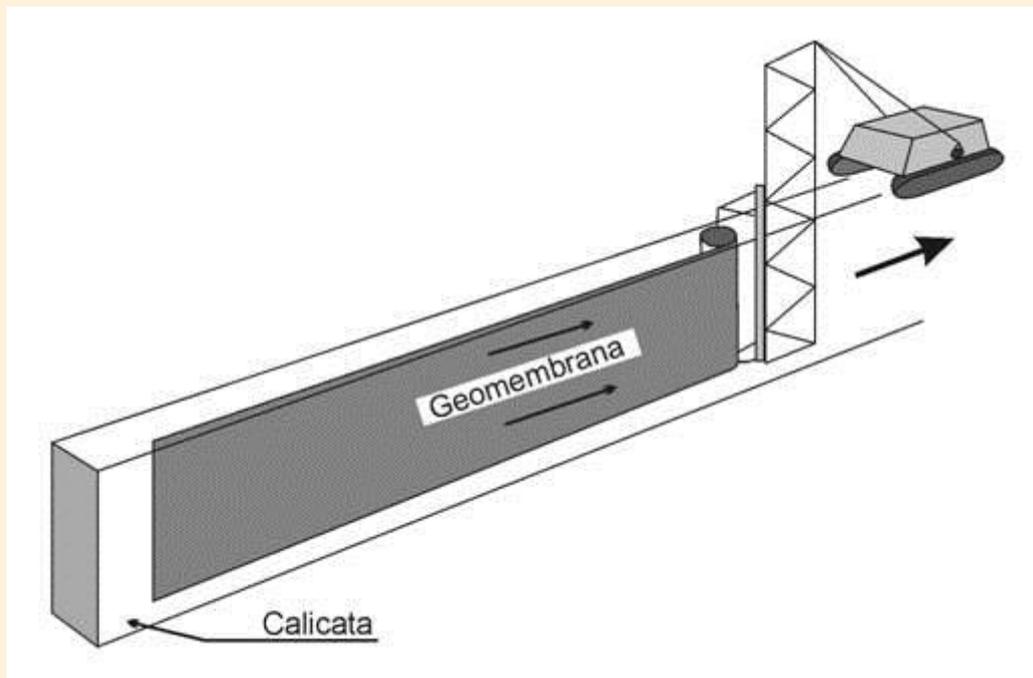


Figura 6.- Extensión de una geomembrana en una zanja perimétrica

respecto al área a aislar.

Otra posibilidad de aislamiento consiste en la **vitrificación in situ**. Esta técnica consiste en fundir el suelo a muy alta temperatura (1.600-2.000°C) mediante una corriente eléctrica, de forma que se consiga:

1. La destrucción total de contaminantes orgánicos, que se transforman en gases que son recogidos en una campana instalada en la zona al efecto.
2. El aislamiento completo de otros contaminantes que el suelo pueda contener (inertización): sobre todo, metales pesados, que quedan formando parte de un vidrio muy resistente a la meteorización.

La vitrificación in situ constituye una alternativa agresiva, pero muy efectiva para contaminaciones polifásicas que incluyan compuestos muy refractarios al resto de tratamientos a considerar, y para problemas relativamente superficiales. Esta técnica se ha llegado a aplicar con éxito hasta unos 6 m de profundidad (figura 7).

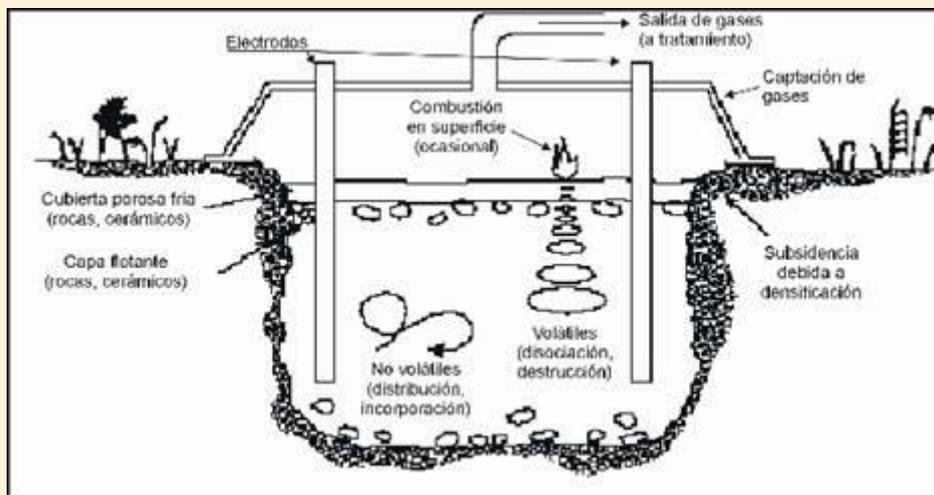


Figura 7.- Esquema de funcionamiento de un sistema de vitrificación, sobre la base de una corriente de alto voltaje y un sistema de recuperación de los gases emitidos, para su tratamiento.

Técnicas de tratamiento in situ

Las técnicas de tratamiento *in situ* son las que se aplican sin necesidad de trasladar el suelo o el agua subterránea afectados por el problema. Suelen

ser de utilidad cuando el problema afecta a un volumen muy importante del suelo, que haga inviable su aislamiento y su tratamiento *ex situ*, o cuando éste supone un coste económico que lo hace inviable, ya que el tratamiento *in situ* suele implicar un menor coste económico. El tratamiento *in situ* puede ser de dos tipos: biológico o físico-químico.

Las técnicas de remediación *in situ* de carácter **biológico** son dos: biorremediación y fitorremediación.

La biorremediación consiste en utilizar microorganismos (bacterias) para resolver o mitigar el problema, y es especialmente efectiva en el tratamiento de contaminantes orgánicos, incluido el petróleo. Para que las bacterias puedan eliminar las sustancias químicas dañinas, el suelo y las aguas subterráneas deben tener la temperatura, los nutrientes y la cantidad de oxígeno apropiados. Esas condiciones permiten que las bacterias crezcan y se multipliquen, y asimilen más sustancias químicas. Cuando las condiciones no son las adecuadas, las bacterias crecen muy despacio o mueren, o incluso pueden crear sustancias químicas más dañinas.

Si las condiciones del área no son las adecuadas, se intenta mejorarlas. Una manera de hacerlo es bombeando aire al interior del suelo, así como nutrientes u otras sustancias, como la melaza. A veces se añaden microbios si no los hay. Las condiciones adecuadas para la biorremediación no siempre se logran bajo la tierra. En algunas áreas el clima es muy frío o el suelo es demasiado denso. En esas áreas se puede recurrir a excavar y sacar el suelo a la superficie, donde la mezcla del suelo se calienta para mejorar las condiciones. También, pueden añadirse los nutrientes necesarios, o puede añadirse oxígeno revolviendo la mezcla o haciendo pasar aire a presión a través de ella. Sin embargo, algunas bacterias funcionan sin oxígeno (anaeróbicas). Con la temperatura adecuada y la cantidad necesaria de oxígeno y nutrientes, las bacterias pueden hacer su trabajo de “biocorregir” las sustancias químicas.

A veces mezclar el suelo puede hacer que las sustancias químicas dañinas se evaporen antes de que las bacterias puedan mediar con ellas. Para evitar que esas sustancias químicas contaminen el aire, se puede mezclar el suelo dentro de tanques o edificaciones especiales, donde las sustancias químicas que se evaporan se pueden recolectar y tratar.

Los microorganismos pueden ayudar a eliminar la contaminación de las aguas subterráneas, al igual que del suelo. En este caso, el agua se mezcla con nutrientes y aire antes de que ser reinyectada al terreno. También pueden bombearse nutrientes y aire por los pozos, de forma que la mezcla se produzca directamente en profundidad. Los nutrientes y el aire añadidos ayudan a las bacterias a biorremediar las aguas subterráneas. Una vez que se han eliminado las sustancias químicas dañinas, las bacterias ya no tienen “comida” disponible y mueren.

La biorremediación es muy segura, ya que depende de microbios que existen normalmente en los suelos. Esos microbios son útiles y no representan un peligro para las personas en el sitio o la comunidad. Además, no se emplean sustancias químicas peligrosas. Los nutrientes que se añaden para que las bacterias crezcan son fertilizantes de uso corriente en el césped o el jardín. La biorremediación transforma las sustancias químicas dañinas en agua y gases inofensivos y, por lo tanto, las destruye totalmente.

Como principales ventajas de esta técnica se pueden indicar las siguientes:

- Es una técnica *in situ*, lo que evita la necesidad de extraer el suelo, e incluso el contacto de los trabajadores con el suelo o agua contaminados.
- Evita la liberación de gases dañinos al aire y se generan muy pocos residuos.
- Generalmente esta técnica no requiere tanto equipamiento ni trabajo como la mayoría de los métodos alternativos. Por lo tanto, suele resultar más económica.

Como inconvenientes, se pueden citar los siguientes:

- No es de aplicación más que para la descontaminación de hidrocarburos biodegradables.
- No suele ser efectiva más que en condiciones relativamente superficiales.
- Presenta factores intrínsecos que la hacen completamente inviable en determinados casos.

La fitorremediación es una técnica biológica que en el detalle se puede subdividir en varios aspectos, que corresponden a distintas posibilidades de aplicación de las plantas a la remediación de problemas producidos por la contaminación (ver tabla).

Ventajas	Limitaciones
Fitoextracción	
Consiste en el empleo de plantas hiperacumuladoras, capaces de extraer los metales pesados contenidos en el suelo.	
La planta debe ser capaz de producir biomasa abundante en poco tiempo.	Las hiperacumuladoras de metales suelen ser de crecimiento lento, poco bioproductivas y con sistema radicular somero. La biomasa producida hay que almacenarla o procesarla adecuadamente.
Fitoestabilización	
Consiste en el uso de plantas metalófitas endémicas/nativas y de mejoradores de sustrato adecuados para estabilizar física y químicamente sustratos ricos en metales.	
Hace innecesaria la excavación / eliminación del suelo, es menos costosa y menos agresiva. Mejora las posibilidades de restauración del ecosistema.	A menudo requiere fertilización o modificación del suelo. Requiere mantenimiento del suelo a largo plazo, para evitar la formación de lixiviados.
Fitovolatilización	
Consiste en la extracción del contaminante del suelo por la planta y su emisión a la atmósfera a través de su sistema metabólico.	
Transforma los contaminantes en formas menos tóxicas.	El contaminante o un derivado tóxico pueden acumularse en la vegetación, pasando a frutos o partes comestibles.
Fitofiltración / rizofiltración	
Consiste en el uso de plantas terrestres y acuáticas para absorber, concentrar, y precipitar contaminantes de medios acuáticos.	
Puede ser "in situ" o "ex situ", y es aplicable tanto en sistemas terrestres como acuáticos.	El pH del medio debe controlarse en continuo para optimizar la captación del metal. Es necesario controlar procesos de especiación e interacciones entre especies que puedan darse en el medio.

Funciona como un biorreactor, y requiere mantenimiento intensivo.

Variantes de Fitorremediación (Metales pesados)

Por otra parte, la más común y tradicional de las formas de fitorremediación es la revegetación de terrenos afectados por actividades mineras, que se puede considerar una fitoestabilización básica. En este caso, la presencia de plantas sobre la escombrera atenúa los efectos de dispersión de los materiales que la constituyen por el viento o el agua, y favorecen la generación de un suelo que actúa como una barrera, evitando parcialmente la emisión de los contaminantes que contiene. Para esta técnica pueden emplearse plantas de las denominadas ruderales, que son capaces de desarrollarse sobre suelos muy degradados, iniciando la colonización de éstos. En otros casos, y para acelerar el proceso, es necesario recubrir la escombrera con suelo vegetal que facilite el empleo de plantas más comunes. No obstante, esta técnica se encuadra más en los procedimientos de restauración que en los de remediación.

Otra vertiente de esta técnica de fitorremediación es la descontaminación de suelos contaminados por hidrocarburos biodegradables. En este caso, determinadas plantas, en especial algunas arbóreas, son capaces de alimentarse de este tipo de compuestos presentes en el suelo, e incorporarlos a su metabolismo, transformándolos en materia vegetal así como en productos gaseosos simples (CO₂, agua) que se emiten durante la respiración vegetal.

En minería resulta de gran interés la fitoextracción, para la extracción de metales pesados presentes en el suelo (figura 8f). En este caso, la planta absorbe los metales pesados del suelo, siempre y cuando se encuentren en formas biodisponibles (en disolución, o formando complejos orgánicos), y los incorpora a su metabolismo. En la mayor parte de los casos el resultado es una acumulación del metal pesado en la planta, que a menudo es preferencial en unos u otros órganos de la misma (raíces, tallos, hojas, frutos).

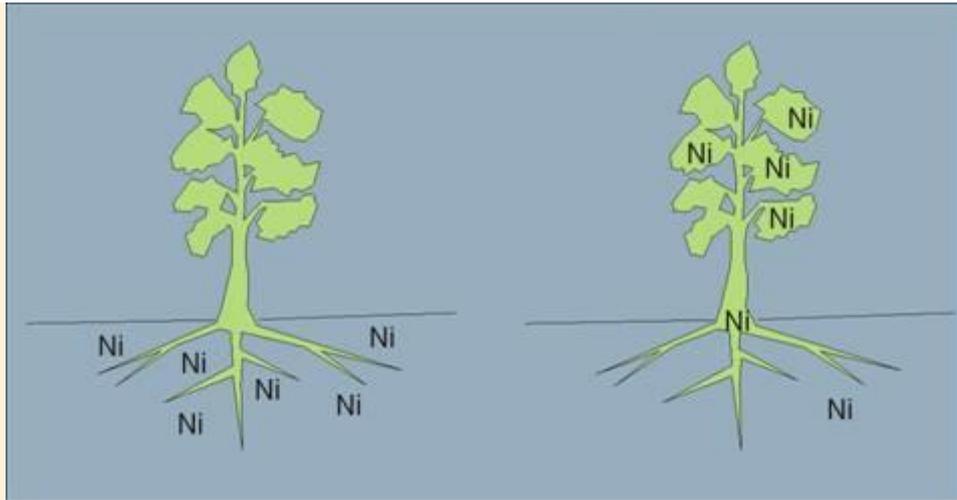


Figura 8.- Base conceptual de la fitoextracción: el metal (Ni) contenido en el suelo es captado por la planta e incorporado a sus tejidos.

Las raíces de algunas plantas son capaces de actuar como barreras frente a los metales pesados. En estos casos se produce una acumulación del metal pesado en la corteza de la raíz, puesto que éstos son arrastrados junto con el agua hasta ésta, y ahí quedan detenidos y acumulados. También pueden favorecer reacciones de transformación del contaminante en sustancias químicas menos dañinas, mediante la acción de los organismos o bacterias que viven en las raíces de las plantas.

La ventaja más notable de la fitorremediación radica en su bajo coste. Los métodos clásicos de remediación para sustancias solubles (caso más barato) cuestan en el entorno de 100.000 a 1.000.000 de Euros por hectárea. Por el contrario, la fitorremediación tiene un coste entre 200 y 10.000 Euros por hectárea.

Sin embargo, este procedimiento presenta algunas limitaciones:

1. No cualquier planta vale, se requieren las denominadas "hiperacumuladoras": plantas que poseen la capacidad de acumular y tolerar 10-100 veces más un determinado metal comparado con las plantas normales.
2. Las plantas hiperacumuladoras acumulan un solo metal, y hasta ahora no se han encontrado hiperacumuladoras para toda la diversidad de metales pesados asociados a la actividad minera.

3. Muchas hiperacumuladoras crecen lentamente, y poseen una escasa biomasa.
4. Se conoce muy poco de las características agronómicas de muchas de estas plantas, tales como sus requerimientos de fertilizantes, y su susceptibilidad a enfermedades o ataques por los insectos.

Las técnicas de remediación **in situ** de carácter **físico-químico** incluyen las siguientes: Atenuación natural controlada, Barreras reactivas permeables, Extracción con vapor y aireación del suelo, *Flushing in situ*, Tratamientos térmicos, Oxidación química y Fracturación.

La atenuación natural controlada (MNA, *monitored natural attenuation*) se basa en el aprovechamiento y potenciación los procesos naturales para eliminar o reducir la contaminación en los suelos y las aguas subterráneas. La atenuación natural tiene lugar en la mayoría de las áreas contaminadas, pero para que se produzca a ritmo suficiente como para que se pueda considerar un mecanismo efectivo de descontaminación deben darse las condiciones adecuadas en el subsuelo para que se produzca la descontaminación de forma efectiva. De no ser así, la eliminación de la contaminación no será ni lo suficientemente rápida ni completa. Los científicos supervisan o verifican la existencia de esas condiciones para asegurarse de que funciona la atenuación natural. A eso se le denomina atenuación natural controlada o MNA (por sus siglas en inglés).

Cuando el medio ambiente se halla contaminado con sustancias químicas, la naturaleza las elimina por cuatro vías:

1. **Acción bacteriana:** las bacterias que viven en el suelo y en las aguas subterráneas utilizan algunas sustancias químicas como alimento. Cuando las sustancias químicas están completamente digeridas, las transforman en agua y en gases inofensivos: figura 9.

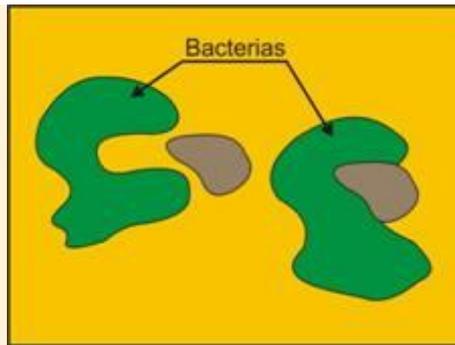


Figura 9.- Bacterias atrapando sustancias químicas contaminantes (en marrón) para su alimentación.

2. Sorción: Las sustancias químicas se pegan o sorben al suelo, que las fija al lugar (figura 10). De ese modo no se eliminan las sustancias químicas pero sí se impide que contaminen las aguas subterráneas y que escapen del lugar, al menos mientras las condiciones físico-químicas del suelo permanezcan estables.

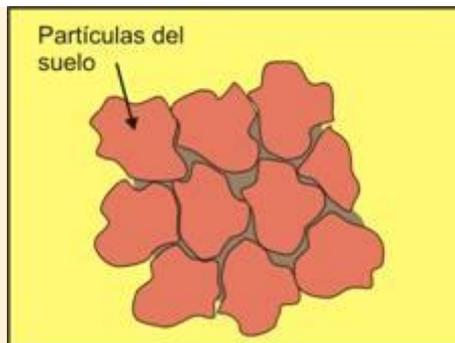


Figura 10.- Sorción de contaminante (marrón) por el suelo.

3. Mezcla y dilución: Al pasar las aguas subterráneas a través del suelo, la contaminación se puede mezclar con el agua limpia. De ese modo se diluye la contaminación (figura 11).

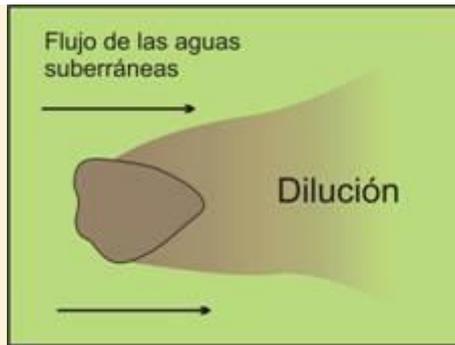


Figura 11.- Efecto de dilución de contaminante (marrón) por efecto del flujo de aguas subterráneas.

4. Evaporación: Algunas sustancias químicas, como el petróleo y los solventes, se evaporan, lo que significa que se convierten de líquidos a gases dentro del suelo. Además, si esos gases escapan al aire en la superficie del terreno, la luz del sol puede destruirlos (figura 12).



Figura 12.- Evaporación y descomposición de contaminante por efecto del calor solar.

La MNA funciona con mayor eficacia en los sitios donde se ha eliminado previamente la fuente de contaminación. Con posterioridad, los procesos naturales se deshacen de la pequeña cantidad de contaminación que queda en el suelo y en las aguas subterráneas. El suelo y las aguas subterráneas se examinan con regularidad para garantizar que hayan quedado limpios.

Según el área, la MNA puede dar los mismos resultados, con casi la misma rapidez, que otros métodos. Dado que la MNA se realiza bajo tierra, no es necesario excavar ni construir. Por ende, no hay que eliminar desechos soterrándolos, afectando menos al medio ambiente. Asimismo, permite a los

trabajadores evitar el contacto con la contaminación. La MNA requiere menos equipamiento y trabajo que la mayoría de los otros métodos y por lo tanto resulta más económica. Puede que la supervisión durante años sea costosa, pero el costo sigue siendo menor que el de otros métodos. La MNA es el único método de descontaminación que se usa en algunos sitios Superfund (USA) donde hay contaminación de las aguas subterráneas. En más de 60 sitios donde las aguas subterráneas están contaminadas, la MNA es sólo un método más entre los que se usan. La MNA también se emplea en derrames de petróleo y gasolina de los tanques.

Las barreras reactivas permeables son similares a algunas de las utilizadas para el aislamiento que ya hemos visto con anterioridad, solo que, a diferencia de éstas, las BRP se instalan donde se ha identificado un flujo de aguas subterráneas contaminadas, para su depuración. Las PRB se construyen cavando una zanja larga y estrecha en el camino de las aguas subterráneas contaminadas. La zanja se llena de material reactivo capaz de eliminar las sustancias químicas dañinas (figura 13).

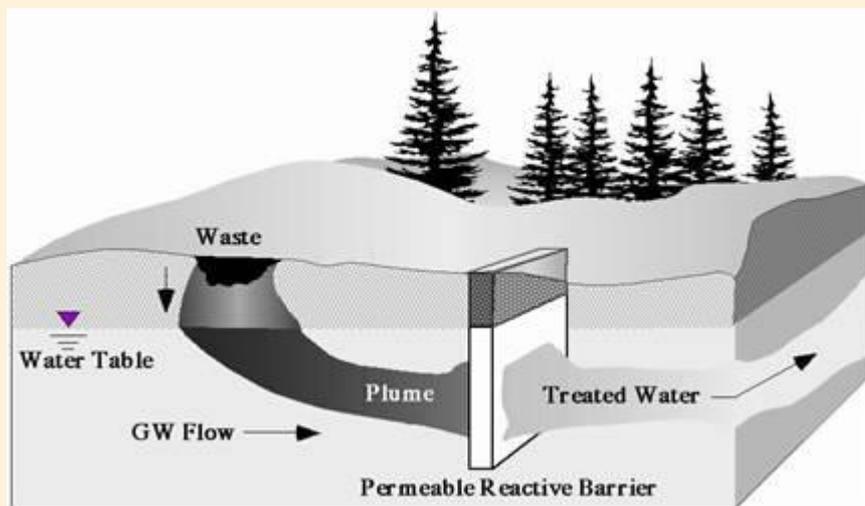


Figura 13.- Representación esquemática de una barrera reactiva permeable interceptando una pluma de contaminación.

Entre los materiales reactivos más corrientes que pueden emplearse están el hierro, la caliza y el carbono, activado o no. Los materiales reactivos se mezclan con arena para facilitar que el agua fluya a través de la barrera, en lugar de alrededor de ella. En algunos sitios, la barrera es parte de un embudo que dirige las aguas subterráneas contaminadas hacia la parte reactiva de la pared, disposición que recibe en inglés el nombre de "*funnel and gate*" (Figura

14). La zanja o el embudo relleno se cubren con tierra, por lo que no resulta visible en la superficie.

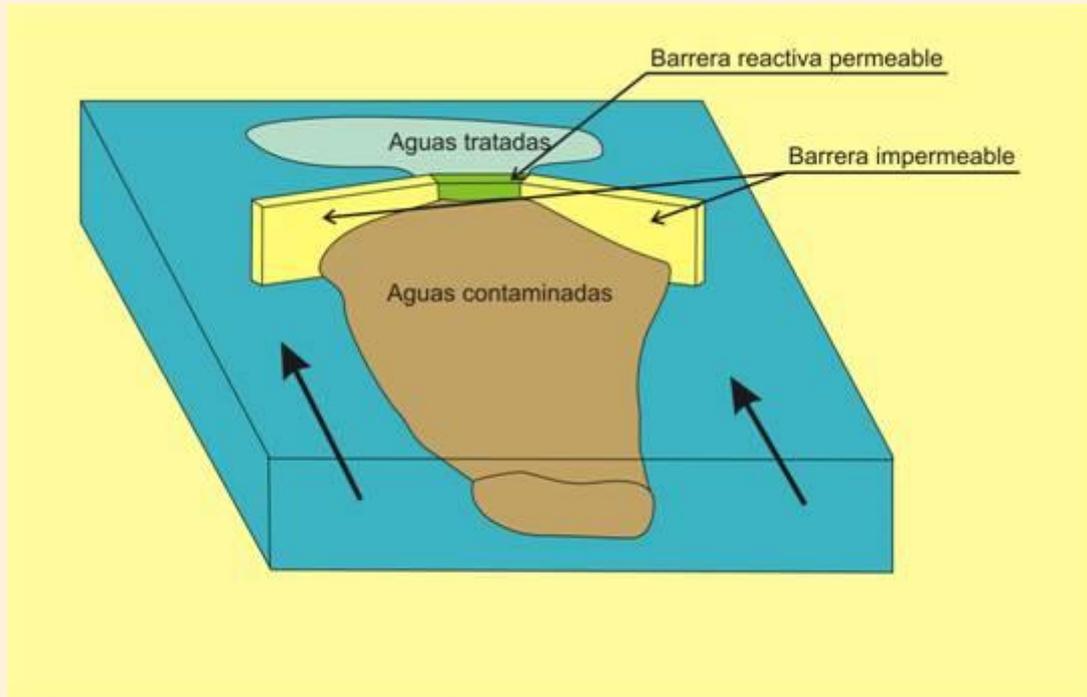


Figura 14.- Sistema de “*funnel and gate*” en una barrera reactiva permeable (verde en la figura). Las flechas mayores indican el sentido general de flujo del acuífero en el que se localiza la pluma de aguas contaminadas (en marrón).

El material que se emplea para construir la barrera depende del tipo de contaminante que se encuentre en las aguas subterráneas. Diferentes materiales eliminan la contaminación empleando distintos métodos:

- Atrapando o sorbiendo las sustancias químicas en su superficie. Por ejemplo, el carbono tiene una superficie a la que se sorben las sustancias químicas cuando las aguas subterráneas lo atraviesan.
- Precipitando las sustancias químicas disueltas en el agua. Por ejemplo, la caliza hace que los metales disueltos precipiten.
- Transformando las sustancias químicas dañinas en inofensivas. Por ejemplo, el hierro puede transformar algunos tipos de solventes en sustancias químicas inofensivas.
- Estimulando a los microorganismos del suelo a que se alimenten de las sustancias químicas. Por ejemplo, los nutrientes y el

oxígeno en las PRB contribuyen a que los microorganismos crezcan y asimilen más sustancias químicas. Cuando las bacterias metabolizan totalmente las sustancias químicas, las pueden transformar en agua y en gases inofensivos como el dióxido de carbono o anhídrido carbónico.

La Tabla adjunta muestra los agentes que pueden emplearse en este tipo de barreras, y los contaminantes sobre los que se aplican.

Agentes Tratantes y Contaminantes Tratables		
Agentes Tratantes	Contaminantes a Tratar	Estatus
Hierro metálico	Halocarbonos (*), metales reducibles	En práctica
Metales reducidos	Halocarbonos, metales reducibles	Demostración en campo
Pares de metales	Halocarbonos	Demostración en campo
Calizas	Metales, aguas ácidas	En práctica
Agentes sorcitivos	Metales, C. orgánicos	Demostración en campo, en práctica
Agentes reductores	Metales reducibles, C. orgánicos	Demostración en campo, en práctica
Aceptadores biológicos de electrones	Hidrocarburos del petróleo	En práctica, demostración en campo

(*): Por ejemplo: CFC's

Las PRB eliminan muchos tipos de contaminación subterránea, y funcionan mejor en sitios de suelos arenosos poco compactos con flujo sostenido de aguas subterráneas. La contaminación no debe encontrarse por debajo de unos 15 metros de profundidad. Dado que no hay que bombear las aguas subterráneas contaminadas a la superficie, las PRB pueden resultar más económicas que otros métodos. Hay que eliminar pocos residuos soterrándolos en vertederos, con lo que también se ahorra dinero. No hay piezas que se rompan ni equipamiento sobre la superficie, de modo que los terrenos pueden utilizarse mientras se está llevando a cabo la descontaminación. No se incurre en costos energéticos con las PRB, ya que funcionan con el flujo natural de las aguas subterráneas.

La extracción de vapores del suelo y la aireación del suelo (Soil vapor extraction and Air Sparging) son dos técnicas diferentes, aunque a menudo complementarias, que se emplean para extraer contaminantes químicos del suelo vaporizándolos. Son complementarias porque la primera se emplea por

encima del nivel freático, mientras que la segunda se utiliza por debajo de éste (figura 15).

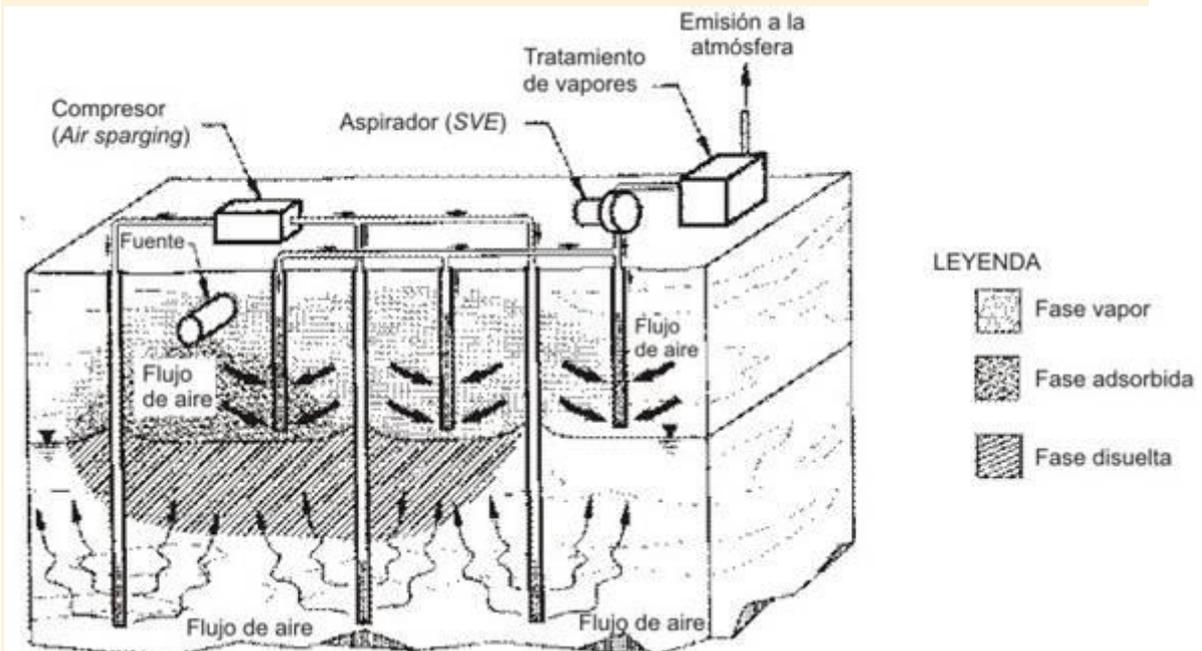


Figura 15.- Combinación de las técnicas de extracción de vapor del suelo y aireación del

suelo: la primera actúa por encima del nivel freático, y la segunda por debajo.

La extracción de vapores (SVE) consiste en la perforación de pozos por encima del nivel freático, en los que se genera un vacío, de forma que se bombean los volátiles contenidos en el suelo (contaminantes). Pueden combinarse con pozos de inyección de aire, ya que esto favorece la evaporación de los contaminantes. El número de pozos de inyección y de extracción para un área contaminada puede variar desde uno a cientos, en función de la extensión del problema, y de las características en detalle del área: tipo de suelos, de contaminantes, etc. Los gases que se extraen son recogidos y tratados, de forma que se separan los contaminantes para su tratamiento posterior o almacenamiento en condiciones de mayor seguridad.

La inyección de aire (*air sparging*), consiste precisamente en la inyección de aire en el terreno, por debajo del nivel freático. En estas condiciones, la aireación del agua subterránea favorece la vaporización de los contaminantes, que son bombeados a superficie a través de pozos de extracción similares a los de extracción de vapor. La entrada de aire al suelo que suponen estas dos técnicas favorece, además, el desarrollo de microorganismos bacterianos, que a su vez favorecen la descontaminación a

través de la transformación metabólica de los contaminantes en agua y CO₂. Las instalaciones requeridas para este tipo de tratamiento son económicas y de fácil mantenimiento, lo que hace que sean bastante empleadas.

Flushing in situ es una técnica química que se utiliza para eliminar contaminantes de tipo NAPL o DNAPL, inmiscibles con el agua, y que por tanto, no son arrastrados por los flujos acuosos. Esta técnica se basa en la infiltración en el terreno (desde superficie o pozos de inyección), de compuestos químicos que reaccionan con el contaminante, disolviéndolo. Los productos utilizados son surfactantes (detergentes) y cosolventes (alcoholes), que se mezclan con agua y se ponen en contacto con el contaminante, y se bombean a superficie a través de pozos de extracción (ver figura 16). La técnica se ve especialmente favorecida cuando el contaminante se encuentra en un terreno arenoso en contacto con otro arcilloso infrayacente.

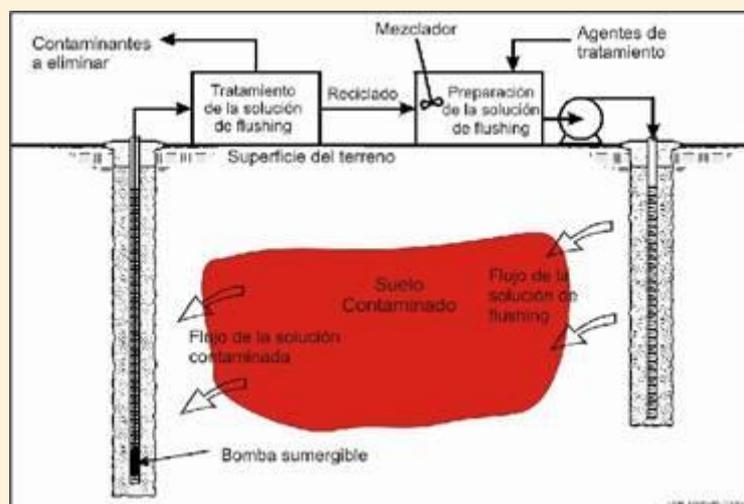


Figura 16.- Sistema de *flushing in situ* actuando sobre una porción de suelo contaminado (en rojo). El agua y los reactivos se introducen por el pozo de la derecha, y los productos de la reacción se extraen por el de la izquierda en la imagen.

Es una técnica mucho más problemática que las anteriores, dado que implica el manejo e infiltración en el terreno de sustancias químicas (con cierta toxicidad y coste económico a considerar). Sin embargo, resulta efectivo en muchas ocasiones, y es la alternativa a métodos *ex situ*, normalmente de mayor coste.

Los tratamientos térmicos son un grupo de técnicas que se basan en la extracción de contaminantes a través de su movilización a altas temperaturas.

Los productos químicos así movilizados se desplazan a través del suelo y las aguas subterráneas hasta pozos, donde son captados y bombeados hasta la superficie. Así, este apartado incluye la inyección de vapor, de aire caliente, de agua caliente, el calentamiento mediante resistencia eléctrica, o mediante radiofrecuencia o por conductividad térmica (calentamiento de tubos de acero). En todos los casos, se consigue una movilización del contaminante químico, que se extrae a través de un pozo al efecto.

El coste de estas técnicas es relativamente alto, pero a menudo se muestran muy efectivas, incluso en condiciones muy desfavorables (contaminantes retenidos en terrenos arcillosos).

La oxidación química emplea compuestos oxidantes para destruir la contaminación de suelos y aguas subterráneas, transformando ésta en compuestos inocuos, como agua y CO_2 . Esta técnica permite destruir muchos combustibles, solventes, y plaguicidas.

La técnica se base simplemente en la introducción en el terreno de los oxidantes, a través de pozos a diversas alturas, sin que sea necesario bombear los productos de la oxidación. No obstante, se observa que se obtiene una mayor efectividad de la técnica si establece un sistema cerrado, reinyectando lo obtenido por el pozo de extracción: con ello se ayuda a que se mezcle mejor el oxidante con los productos que constituyen la contaminación (figura 17).

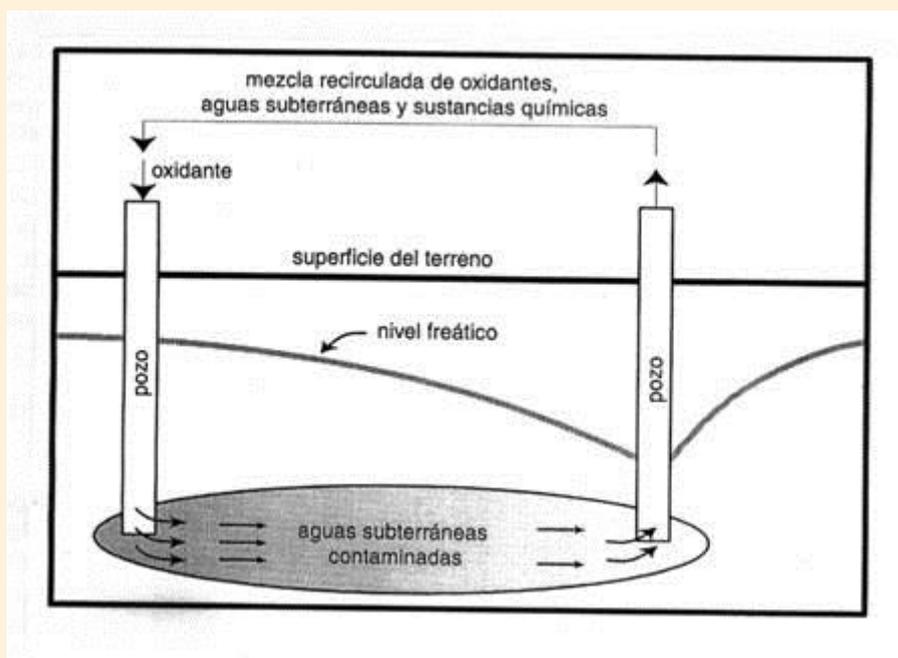


Figura 17.- Esquema de un dispositivo para oxidación química.

Los productos oxidantes más utilizados son el agua oxigenada y el permanganato de potasio (de menor coste). También puede emplearse el ozono, aunque su carácter de gas hace más problemático su manejo. En algunos casos junto con el oxidante se emplea un catalizador, que aumenta el rendimiento del proceso de oxidación.

Por otra parte, la oxidación puede crear el suficiente calor como para hacer hervir el agua subterránea, lo que favorece la movilidad de los contaminantes que no resulten oxidados. En resumen, se trata de una técnica muy adecuada para actuar frente a determinados contaminantes, sobre todo cuando se encuentran a profundidades considerables, a las que otros métodos no pueden llegar.

Ocasionalmente en vez de oxidar es necesario reducir: caso del Cr^{6+} , altamente tóxico, que se reduce mediante sulfitos a Cr^{3+} , inocuo.

La electrodescontaminación consiste en la movilización de los contaminantes bajo la acción de campos eléctricos. Se basa en la introducción a suficiente profundidad de electrodos en el suelo y la aplicación de una diferencia de potencial. Esto produce un flujo de los contaminantes en medio acuoso siguiendo las líneas del campo eléctrico. En determinados casos puede ser necesario añadir una fase acuosa que permita o facilite el proceso. La figura 18 muestra un esquema del procedimiento.

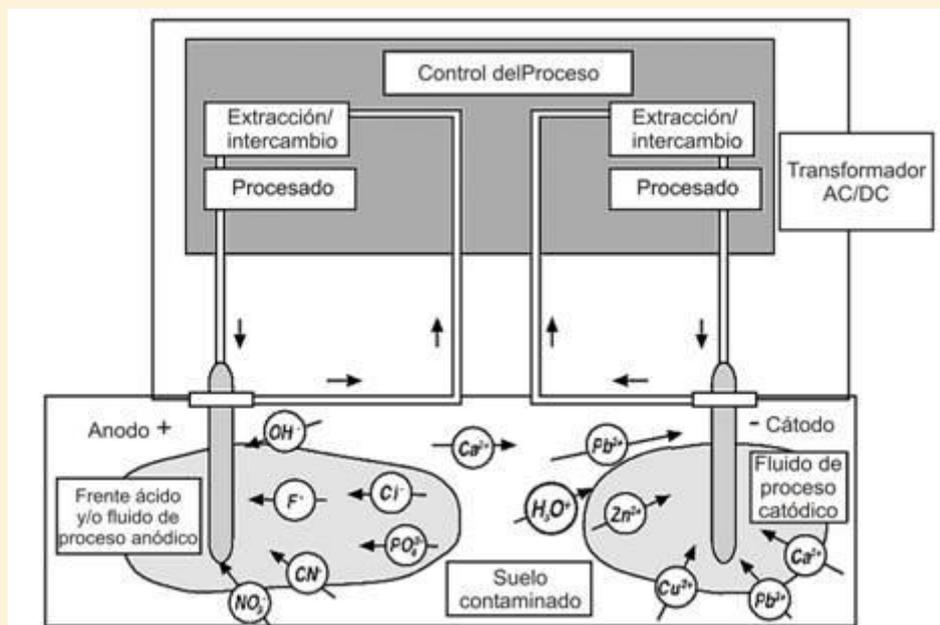


Figura 18.- Esquema del proceso de electrodescontaminación.

Los mecanismos concretos por los que se produce la movilización de los contaminantes son los de migración, electro osmosis y electroforesis.

- **La migración** es una movilización de los contaminantes en forma iónica a favor del campo eléctrico. Representa el movimiento de las partículas en disolución en el agua intergranular del suelo o subsuelo, sobre la base de su comportamiento iónico.
- **La electro osmosis** representa el movimiento del líquido en relación a las superficies sólidas del campo eléctrico: se produce una movilización en masa del líquido, como consecuencia de la interacción con las paredes de los poros. Esto se produce debido a que en las superficies no equilibradas de las partículas del suelo predominan las cargas negativas, y atraen al líquido hacia el cátodo, que se comporta como un gran catión (Figura 19).

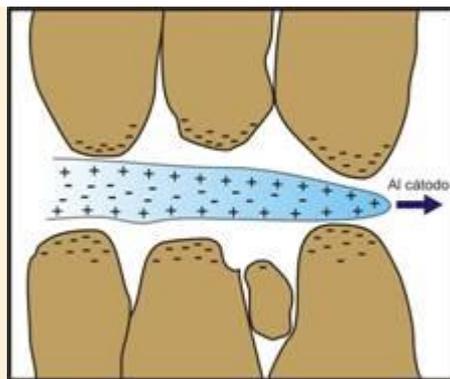


Figura 19.- Transporte de un fluido a través de los poros de una roca mediante electro ósmosis.

- **La electroforesis** corresponde al desplazamiento de partículas coloidales cargadas en suspensión en un líquido. Tiene una importancia muy inferior a la de los dos fenómenos anteriores.

El conjunto de estos mecanismos provoca el desplazamiento de los contaminantes bajo la acción del campo eléctrico. Los cationes van hacia el cátodo mientras que los aniones lo hacen hacia el ánodo, y ambos son extraídos posteriormente. El procedimiento tiene la ventaja de que apenas si resulta influenciado por la textura o la permeabilidad del suelo, factores limitantes de otras técnicas.

La técnica resulta de aplicación, con buenos resultados, en el caso de suelos con altos contenidos en metales pesados (Cu, Zn, Pb, As), así como en el caso de la contaminación por compuestos orgánicos.

La fracturación se emplea a menudo en combinación con otras de las técnicas descritas, ya que se trata de un procedimiento por el cual se induce una fracturación en suelos o terrenos en general muy compactos, de forma que las técnicas que se basan en la movilización de los contaminantes pueden actuar mejor. Se basa en dos posibilidades: fracturación hidráulica y fracturación neumática.

La fracturación hidráulica utiliza agua, que es bombeada a presión a través de pozos. La fuerza del agua favorece la fracturación del material que compone el terreno en cuestión, así como la apertura de las fracturas ya existentes. Para fracturar suelos a profundidades considerables se añade arena al agua, que favorece la fracturación y que las fracturas permanezcan abiertas.

La fracturación neumática utiliza aire a presión para fracturar la roca (figura 20), y a menudo también favorece la movilización de los contaminantes.

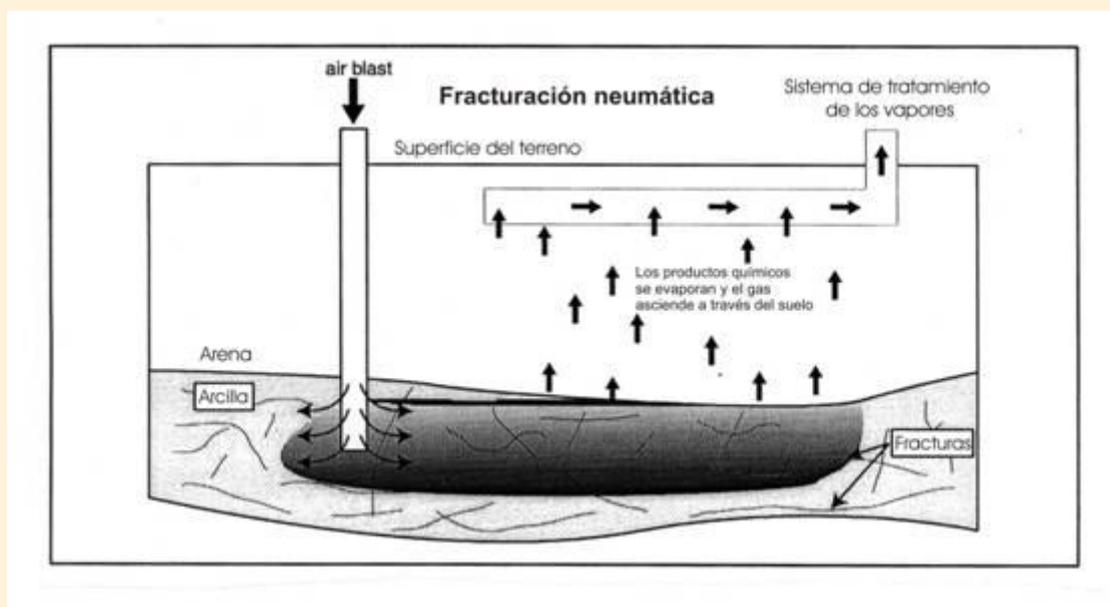


Figura 20.- Esquema de un sistema de fracturación neumática, basado en el empleo de aire a presión, para ayudar a la movilización de los contaminantes del suelo.

En algunos casos se puede llegar a plantear la utilización de **explosivos**.

En definitiva, es una técnica auxiliar, que en unos casos ayuda a introducir los reactivos requeridos para el tratamiento descontaminante, y en otros favorece la migración de los productos del proceso hacia los pozos de extracción, y en general, favorece la liberación de los contaminantes contenidos en el terreno, y su migración a través del mismo.

Técnicas ex situ

Estas técnicas tienen en común que el suelo es removido de su lugar original, y tratado en una planta externa, para la eliminación del contaminante mediante una variedad de técnicas disponibles. Tras el tratamiento, el suelo puede ser devuelto a su lugar original, siempre y cuando se verifique que está completamente descontaminado.

En este apartado se reconocen las siguientes técnicas:

- **Desorción térmica:** basada en el calentamiento del suelo en una “unidad de desorción”.
- **Lavado del suelo:** basado en el empleo de detergentes y en la separación granulométrica de las fracciones más finas (siempre más contaminadas, por la mayor capacidad de sorción de las arcillas) de las más gruesas: arena, siempre más limpia, y más fácil de limpiar.
- **Extracción con solventes:** Basada en el empleo de productos disolventes, que son muy efectivos en determinados contaminantes.
- **Dehalogenación química:** Consiste en la eliminación de halógenos del suelo, mediante reactivos específicos.

Al ser tratamientos puramente químicos, no vamos a insistir en su estudio y descripción.

Finalmente, cuando no hay otra alternativa, el suelo se excava y se lleva a un almacenamiento de residuos tóxicos y peligrosos para su disposición final (figura 21).

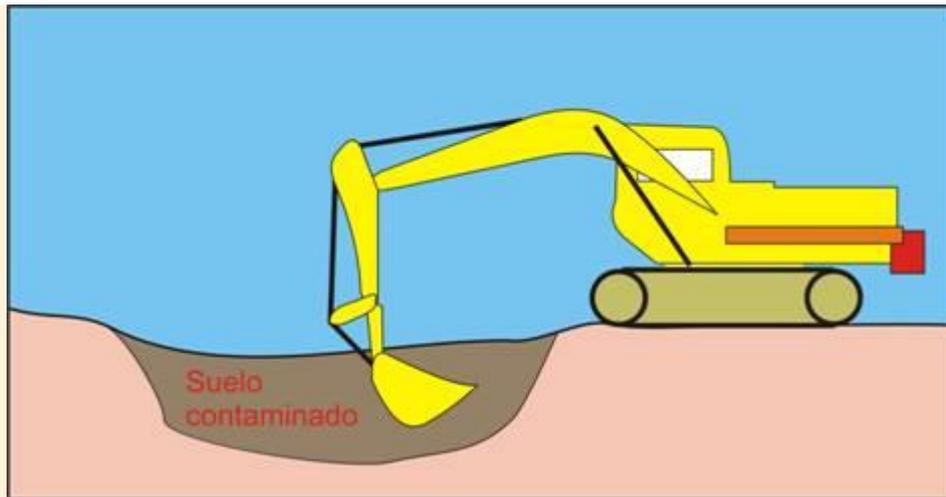


Figura 21.- Excavación de suelo contaminado mediante pala retroexcavadora.

Bibliografía

Chaney, R.; Bronw, S.; Ying-Ming, L.; Angle, J.S.; Homer, Z.; Green, C. (1995). Potential use of hyperaccumulators. Mining Environmental Management, 3: 9-11.

ITGE (1995). Contaminación y depuración de suelos. Publicaciones del ITGE. 330 pg.

Reeves, R.D.; Baker, A.J.M.; Brooks, R.R. (1995). Abnormal accumulation of trace metales by plants. Mining Environmental Management, 3: 4-8.

USEPA - Technology Innovation Office. Hazardous waste cleanup information. <http://www.cluin.org>

USEPA – ORD. In situ treatment of soil and groundwater contaminated with Chromium. Technical resource guide. EPA/625/R-00/005, Octubre 2000.

USEPA – ORD. Manual – Ground-water and leachate treatment systems. EPA/625/R-94/005, Enero 1995.

US DOE – Office of Environmental Management. Remediation technology descriptions. <http://www.em.doe.gov/define/techs/remdes2.html>

11.- Evaluación de Impacto Ambiental

Notas generales sobre un proyecto minero

Aspectos a considerar en una investigación de línea base

Descripción y análisis de los impactos ambientales potenciales y medidas correctoras

Rehabilitación y uso final del terreno

Bibliografía

11.- EVALUACION DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA)

A lo largo de los capítulos anteriores hemos pasado lista y analizado las diferentes formas en que la actividad minera afecta al medioambiente. Además hemos explicado como estos problemas pueden ser resueltos o mitigados. En este capítulo nos centraremos en lo que se denomina **Evaluación de Impacto Ambiental (EIA)**, un concepto amplio que analiza a través de parámetros cuantitativos y cualitativos el estado del medioambiente antes, durante, y después de la actividad minera propuesta. No solo la minería, sino que cualquiera actividad económica que implique una "intrusión" en el medioambiente requiere de una **EIA** para su aprobación por las autoridades pertinentes.

Es importante resaltar el concepto temporal-continuo que posee la **EIA**: estado del medioambiente "antes", "durante", y "después" de la actividad industrial. Esto significa en términos prácticos, que los proponentes de la actividad deberán predecir los cambios que se producirán en el medio, y sugerir medidas correctoras que impidan o mitiguen en lo posible los inherentes trastornos que serán causados, incluyendo un plan que permita restaurar (lo más cercanamente posible) el medio físico y biológico a su estado original.

Prácticamente cada país (y en ocasiones las subdivisiones político-administrativas de éstos: Estado, Comunidad Autónoma, Provincia,

Departamento) posee su propia legislación medioambiental, razón por la cual en este capítulo ofreceremos una versión general sobre el tema, tratándose en una sección aparte el caso de la legislación española.

Para que podamos seguir adecuadamente el orden de este capítulo debemos aclarar lo siguiente:

- En la minería moderna, la recopilación de datos ambientales debe comenzar tan pronto como en la etapa de exploración.
- Una vez que un depósito mineral ha sido descubierto, como resultado de la campaña de exploración, se pasa a la **EIA** propiamente dicha.
- En la **EIA** tenemos que distinguir tres apartados:
 1. Un primer apartado que consiste en la investigación de **Línea Base** (*baseline*), es decir, una "auditoría" del "estado del medioambiente", antes de que empiece la actividad minera.
 2. Un segundo apartado correspondiente a la descripción y análisis de los potenciales impactos ambientales derivados del proyecto minero (análisis predictivo).
 3. El tercero consiste en un plan de rehabilitación y uso final del terreno, para lo cual son fundamentales las conclusiones obtenidas en la investigación de **línea base**.
- La **EIA** tiene que estar completada antes de que empiecen las labores mineras. Este será el requisito fundamental para solicitar el permiso de explotación del recurso mineral a las autoridades pertinentes.

Notas generales sobre un proyecto minero y definición de Línea Base

Los proyectos mineros son diferentes a los del resto de las actividades industriales en dos aspectos principales:

- La localización de una mina viene predeterminada por la localización de del recurso mineral explotable. Podemos construir una fábrica en el mejor sitio posible bajo el punto de vista ambiental, sin embargo una mina tiene una sola localización posible: encima de la masa mineral. Esto es lo que se denomina "valor localizado" de un recurso mineral.

- El comienzo de la actividad minera viene precedido por un largo proceso de exploración regional y evaluación local. Este proceso puede tardar entre 10 y 15 años.

En la actualidad una compañía minera con serias intenciones de establecerse en una región y desarrollar actividades mineras deberá empezar a recabar datos ambientales durante la fase de exploración.

Si la campaña de exploración ha dado sus frutos (localización de un cuerpo mineralizado económico), la compañía minera deberá a empezar la investigación de **línea base**. Esta permite desarrollar un marco de referencia para poder controlar adecuadamente los cambios medioambientales generados durante y después de la actividad minera. Para ello, claro está, la investigación de **línea base** tiene que ser realizada "antes" que la actividad en cuestión haya afectado significativamente el medioambiente, es decir, nunca más allá de la fase de sondeos para la estimación de tonelaje del depósito.

Dicho en palabras simples: la **línea base** nos permite conocer cual es la situación ambiental de una determinada zona o región "antes" de que la actividad industrial (minería en nuestro caso) introduzca modificaciones en el medioambiente.

Aspectos a considerar en una investigación de línea base

Los aspectos a considerar en una investigación de **línea base** son diversos y en algunos casos complejos. La importancia de unos y otros variará en función de las características del proyecto minero y el medio donde se desarrollará. Por ejemplo no será lo mismo desarrollar un proyecto minero en una árida y remota región (por ejemplo, Desierto de Atacama; Chile) que hacerlo en un entorno lleno de bosques, lagos, y vida en general (por ejemplo, Columbia Británica, Canadá). De cualquier manera, aun las regiones más áridas del planeta albergan vida, y en algunos casos pueden constituir ecosistemas únicos. El que un geólogo o un ingeniero no sean capaces de reconocer dichos hábitats no significa que no existan, de ahí que resulte vital contar con otros profesionales, por ejemplo, botánicos, zoólogos, para la realización de la **EIA**.

En términos generales, los siguientes son los parámetros que deberá cubrir la investigación de **línea base**:

- **Paisaje**; en términos de importancia relativa, por ejemplo, zonas de reconocida belleza, tengan o no la categoría de reserva, parque nacional o regional. En estos últimos casos resulta obvio que la zona tendrá un nivel de protección a través de la legislación vigente que prohibirá o restringirá las actividades mineras.

- **Hábitat**; entendiendo este término como "territorio que presenta unas condiciones ambientales determinadas y que está habitado por un conjunto de seres vivos para los que tales condiciones son las adecuadas".
- **Suelos**; se deberá contar con una adecuada caracterización de éstos, que permita prever los problemas que puedan derivarse de la infiltración de efluentes mineros (por ejemplo, drenaje ácido, soluciones cianuradas). Recordemos que no todos los suelos responden de igual manera a la infiltración de contaminantes.
- **Flora**; aquí debemos disponer de un catálogo florístico (listado de plantas), poniendo especial énfasis en aquellas plantas que reciben una especial protección por estar en peligro de extinción.
- **Fauna**; tratamiento del tema equivalente al de la flora.
- **Geoquímica de la zona**; deberemos conocer las características químicas del medio, poniendo especial énfasis en los suelos.
- **Rocas**; la investigación geológica previa generará sin duda abundantes mapas, sin embargo en este apartado deberemos prestar especial atención a la fracturación (fallas redes de diaclasas), con vistas a evaluar las posibles infiltraciones de soluciones.
- **Aguas de superficie y subterráneas**; aquí hay que determinar una serie de parámetros:

- Extensión y morfología de cuenca de drenaje (área de la cual una corriente y sus tributarios reciben agua).
- Las características químicas de los cursos de superficie y lagos.
- Las características químicas de las aguas subterráneas.
- Las variaciones estacionales del nivel freático.
- La productividad de los pozos de agua.

- **Usos del suelo**; agricultura, ganadería, usos recreacionales, cercanía a núcleos urbanos, etc.
- **Ciencia y cultura**; zonas de interés paleontológico, arqueológico, antropológico, etc.

Descripción y análisis de los impactos ambientales potenciales y medidas correctoras

Por definición todo proyecto minero causará un severo impacto en una zona. Esto ya lo hemos analizado en los capítulos anteriores, donde también hicimos notar que los impactos mediomambientales pueden ser mitigados a través de una serie de medidas correctoras.

Una vez completada la **línea base**, la **EIA** debe incluir un apartado sobre los impactos ambientales que podría generar el proyecto minero, y por supuesto, deberá incluir además un listado de las medidas correctoras que se adoptarán:

- **Impacto visual**; a menudo la visión de una mina y sus instalaciones es el único contacto que tiene la gente con la actividad minera (por ejemplo, desde una carretera). Así, el informe de **EIA** deberá dejar claro cual será la extensión de dicho impacto y las medidas correctoras que se adoptarán.
- **Gestión de las aguas**; otro de los puntos esenciales del informe, deberá contemplar los siguientes aspectos:

- Control de escorrentías y procesos erosivos.
- Capacidad de almacenamiento de agua para las actividades de mina y planta de tratamiento de minerales.
- Minimización del impacto causado por la extracción de aguas subterráneas.
- Prevención de fenómenos de contaminación de las aguas subterráneas y superficiales.

- **Flora y fauna**; por definición las actividades mineras impactarán negativamente en la flora y fauna. Aun si la actividad minera es subterránea (menor impacto que la minería a cielo abierto), ésta afectará a la fauna debido a la presencia humana, maquinaria, movimiento de vehículos, o ruido. El informe deberá evaluar dichos impactos y explicar las medidas correctoras.
- **Ruido**; el ruido puede ser un factor importante si las operaciones mineras se desarrollan cerca de núcleos urbanos. Aun si éstos no existen, el ruido afectará a la fauna (ver punto anterior). Por ejemplo, en áreas urbanas la EPA (*Environmental Protection Agency*) de Australia recomienda los siguientes valores:

- Durante el día: 45 dB
- Durante el anochecer: 37 dB

- Durante la noche: 32 dB

- **Vibraciones - estabilidad del terreno;** si la actividad minera se desarrolla cerca de centros urbanos la voladura de rocas puede inducir vibraciones inaceptables en éstos. A este problema debemos agregar el de las ondas de choque generadas por las explosiones. El informe de **EIA** deberá entregar datos predictivos de dichos impactos. Otro factor a considerar, esta vez en relación a la minería subterránea, es la subsidencia del terreno debido al desarrollo de galerías y cámaras de extracción.
- **Polvo y otras emisiones a la atmósfera;** el polvo puede ser un problema serio en regiones áridas y semiáridas si existen centros urbanos en las cercanía de la explotación minera. Aun si la zona no está habitada el polvo afectará a la vegetación. Si las hojas se recubren de polvo disminuye la capacidad de fotosíntesis de la planta. Por otra parte, la obstrucción de los estomas (poros en las hojas) impedirá la absorción de CO₂. Este impacto puede ser corregido mediante el regado de la mina (en el caso de una explotación a cielo abierto) y de las pistas por las que circulan los camiones y otros vehículos. Además los molinos deberán ser localizados en naves construidas a tales efectos.
- **Otras emisiones** relacionadas con la actividad minera incluyen las generadas por la combustión de los motores de los vehículos y maquinaria minera, y muy importantemente, las producidas por las fundiciones. Recordemos que la fundición de sulfuros produce emisiones de dióxido de azufre, arsénico, y otros compuestos en fase gaseosa a la atmósfera. Medidas correctoras incluyen el tratamiento de los gases. En el caso del dióxido de azufre, éste puede transformarse para la producción de ácido sulfúrico.
- **Tráfico;** el movimiento de camiones y otros vehículos causa trastornos en las comunidades locales, generando ruidos, pérdida de seguridad vial, y problemas con el mantenimiento de las carreteras. El informe deberá incluir los siguientes puntos:

- Tipo y volumen de tráfico antes de la actividad minera.
- Identificación de las rutas a utilizar y tipo de vehículos que circularán por ellas.
- Evaluación del impacto ocasionado por el aumento de tráfico rodado.
- Proyecto de mantenimiento de las rutas.

- **Gestión de productos químicos, hidrocarburos, y explosivos;** las actividades mineras utilizan una amplia gama de este tipo de productos. El informe deberá incluir un listado de éstos y cumplir con la ley de manejo de sustancias peligrosas. Además deberá dejar claro como se almacenarán dichas sustancias.
- **Gestión de riesgos;** a pesar de todas las precauciones que se puedan tomar, siempre existirá la posibilidad de accidentes (por ejemplo, vertido incontrolado a un río). El informe deberá incluir un listado de aquellos riesgos y detallar los planes de contingencia para tratar con los mismos si ocurriera un accidente.
- **Gestión de residuos;** por definición las actividades mineras generan un una gran cantidad de residuos químicos provenientes de las plantas de tratamiento, pilas de lixiviación, escombreras de estériles, etc. El informe deberá explicitar los siguientes aspectos:

- Las características químicas de los residuos, concentraciones estimadas de los compuestos tóxicos, y el potencial de éstos para generar soluciones ácidas.
- Una estimación del volumen de residuos, y una demostración de que la compañía dispone de la capacidad física como para acumular éstos.
- El impacto en la fauna; por ejemplo, el envenenamiento de aves en las piscinas de soluciones ácidas o cianuradas, el esparcimiento de soluciones cianuradas por el viento más allá de los límites de las pilas de lixiviación.
- Un plan para el vertido controlado de otros residuos, por ejemplo, aguas de alcantarillas, residuos orgánicos, materiales de construcción, etc.

- **Impacto social y económico;** la actividad minera tiene un carácter económico que puede incidir de manera importante en las comunidades locales. El informe deberá incluir los siguientes puntos:

- Una estimación del valor de la producción minera.
- Empleo directo e indirecto, numero estimado de gente local que será empleada, impacto en la tasa de paro (desempleo) local.
- Movimiento de personas hacia las comunidades locales.

- Estimación de los dineros que se gastarán en las comunidades locales.
- Infraestructuras adicionales que serán requeridas, por ejemplo, carreteras, escuelas.
- Impacto en el estilo de vida de las comunidades locales.
- Impacto en las actividades locales de agricultura y/o ganadería.

Una herramienta para prever los impactos potenciales lo constituye el método de las matrices, el que permite relacionar de una **manera visual simple**, las acciones de un proyecto minero con los componentes ambientales.

Rehabilitación y uso final del terreno

La rehabilitación es un aspecto integral de las operaciones mineras e incorpora dos elementos básicos:

- **El plan de uso final del terreno.**
- **El plan de rehabilitación progresiva.**

Uso final del terreno: existe una diversidad de usos finales posibles para un terreno que ha sido sujeto a actividades mineras. Estos incluyen:

- Retorno a las condiciones iniciales: naturaleza pura o actividades agrícola-ganaderas, según haya sido el caso.
- Usos industriales.
- Lagos o lagunas artificiales para uso recreativo.
- Vertederos controlados.
- Patrimonio histórico-minero.

En el primer caso existen dos variantes. Si la zona no presentaba actividades agrícolas, entonces el fin último será reconstruir el ecosistema original. En la segunda opción el terreno deberá quedar apto para sostener actividades agrícolas, no siendo necesario que éstas sean idénticas a las originales. En el caso de las actividades industriales la situación es más compleja, ya que dichas actividades deberán contar con su propia **EIA**. En el

caso de vertederos o lagunas artificiales habrá que contar con las características hidrogeológicas del terreno, y además con unas características químicas que no vayan a inducir problemas de contaminación.

Plan de rehabilitación progresiva: éste deberá describir, por lo menos de manera conceptual, los trabajos de rehabilitación que se llevarán a cabo durante la actividad minera, el cómo se realizarán, y la secuencia de los trabajos. Elementos de la actividad minera que deben ser considerados en el plan de rehabilitación progresiva son los siguientes:

- **Balsa de estériles.**
- **Escombreras de estériles y pilas de mineral tratadas.**
- **Sectores de la mina que van siendo abandonados.**

Y el plan deberá incluir los siguientes puntos:

- **Revegetación, densidad de plantas;** con qué plantas se repoblará, plantas por metro cuadrado, etc.
- **Diversidad de especies;** no basta con repoblar con algunas especies vegetales, la zona deberá ser repoblada con un número de especies animales y vegetales (o facilitar su reintroducción) equivalente al inicial.
- **Productividad de los terrenos agrícolas rehabilitados;** si se retorna a una actividad agrícola, los suelos deberán ser capaces de sustentar a ésta en condiciones equivalentes a las iniciales.
- **Angulo final de pendiente de los taludes de la mina y escombreras;** importante llegado el momento de prevenir fenómenos erosivos posteriores.
- **La química y los sólidos en suspensión de las aguas de escorrentía;** cuan limpia ha quedado el área? persiste la presencia de contaminantes? medidas para su inertización.

Bibliografía

Conesa Fernández-Vitoria, V. (2003) Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental. 3ª Edición. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. 412 pg.

Department of Infrastructure, State Government of Victoria, Australia. Environmental Impact Assessment legislation &

guidelines.<http://www.doi.vic.gov.au/doi/internet/planning.nsf/headingpagesdisplay/environment+assessmenteia+legislation+and+guidelines>

Guidelines for the Environmental Impact Assessment Procedure for Mining Projects. <http://www.vn.fi/ktm/4/kaivos/eiaguide.html>

El nuevo reglamento del sistema de evaluación de impacto ambiental y la minería privada. Por Carmen Gloria Araya, Secretaria Ejecutiva de la Comisión de Medio Ambiente de la Sociedad Nacional de Minería (Chile). <http://www.sonami.cl/boletin/bol1166/art11.html>

Reglamento de Evaluación de Impacto Ambiental. <http://www.conama.cl/rm/568/article-933.html>

12.- Legislación medioambiental en el ámbito minero

Comunidad Europea

España

Comunidades Autónomas: Castilla – La Mancha

Legislación medioambiental en el ámbito minero

Como ya hemos apuntado, las actividades mineras y su fin último de aprovechamiento de recursos configuran una importante parcela de la actividad económica de nuestro país. El desarrollo industrial, minero y urbano es uno de los factores que de manera más notable ha contribuido a la degradación del medioambiente, lo que ha llevado a la mayoría de los países industrializados a la necesidad de dar una respuesta efectiva a estos problemas con el fin de evitar cualquier atentado contra la naturaleza y proteger la calidad de vida.

En los comienzos de los años setenta se inició una crisis energética, con una fuerte influencia sobre las economías de los países como consecuencia de la subida de los precios del petróleo, que obligó a los países deficitarios en este producto a reconsiderar la potenciación de todas sus fuentes energéticas. Consecuencia de ello fue la proliferación de explotaciones mineras, y entre ellas las de carbón que, ocasionalmente, produjeron un considerable aumento en el deterioro del medioambiente para el que, asimismo se iniciaba una mayor sensibilización real sobre su protección.

Con el tiempo, se produjeron sustanciales diferencias entre las políticas nacionales de los distintos países comunitarios, susceptibles de afectar el buen funcionamiento de la Unión Europea.

La Comunidad Europea, haciéndose eco de esta realidad y en un intento de unificar tan dispersa legislación en materia de medioambiente, se dotó de una política que desde su primer programa de acción de 1973, hasta el tercero, de 1986, pone el acento en el principio de que la mejor política de medioambiente consiste en evitar desde el origen la contaminación y otras perturbaciones, más que combatir posteriormente sus efectos. Se trata, pues, de una política preventiva basada en la necesidad de evaluar las consecuencias que sobre la calidad de vida y sobre el medio natural puede tener toda medida realizada, o por realizar, a nivel nacional o comunitario, cuyo objeto final sería la protección de la salud del hombre y la conservación en cantidad y calidad de todos los

recursos que condicionan la vida: agua, aire, suelo, paisaje, clima, materias primas, hábitat, diversidad de especies, patrimonio cultural, etc.

Así, las evaluaciones de impacto ambiental constituyen hoy una técnica generalizada en todos los países industrializados recomendada de forma especial por los organismos internacionales y singularmente por el PNUMA, OCDE y CEE que, reiteradamente, a través de los programas de acción, las han reconocido como el instrumento más adecuado para la preservación de los recursos naturales y la defensa del medioambiente, hasta el extremo de dotarla de una regulación específica, como es la Directiva 85/377/CEE, de 27 de junio de 1985.

Esta técnica singular, que introduce la variable ambiental en la toma de decisiones sobre los proyectos con incidencia importante en el medioambiente, se ha venido manifestando como la forma más eficaz para evitar los atentados a la naturaleza, proporcionando una mejor fiabilidad y confianza a las decisiones que deben adoptarse, al poder elegir, entre las diferentes alternativas posibles, aquélla que mejor salvaguarde los intereses generales desde una perspectiva global o integrada y teniendo en cuenta todos los efectos derivados de la actividad proyectada.

Las evaluaciones de impacto ambiental, que han tenido ese reconocimiento general en muchos de los países de nuestra área, han estado reguladas en España de modo fragmentario, con una valoración marginal dentro de las normas sectoriales de diferente rango.

Situación en España

La legislación medioambiental española se puede considerar que arranca de una Orden del Ministerio de Fomento de 1884, que regula la instalación de industrias en general, y establece ya como criterio a tener en cuenta el concepto de Salud Pública, para la ubicación de una industria dentro del casco urbano de poblaciones.

La Instrucción General de Sanidad de 1904 somete a la competencia de los ayuntamientos la vigilancia de las industrias que puedan resultar perjudiciales para la salud pública, abriendo la posibilidad de su clausura en caso de peligro grave.

El Reglamento de Obras, Bienes y Servicios Municipales de 1924 constituye un claro antecedente del vigente Reglamento de Actividades. En el mismo se ordena la elaboración de Ordenanzas Municipales, con preceptos referentes a las industrias y establecimientos que sean insalubres, incómodos y peligrosos.

Por su parte, este tema es recogido también en la Constitución de la Segunda República, ya que el constituyente de 1931 imponía al Estado la obligación de

proteger los lugares notables por su belleza natural, es decir, que aún establece una defensa de la naturaleza con unos objetivos estético-paisajísticos de ámbito espacial muy limitado.

De manera aún incipiente, pero ya de forma clara y explícita, la regulación española en materia de impacto ambiental aparece desarrollada en el Decreto 2414/1961, de 30 de noviembre, sobre Actividades Molestas, Insalubres, Nocivas y Peligrosas (artículo 20: regulación de las repercusiones, y sistemas de corrección), así como en determinadas normas de ámbito sectorial (Ley de Minas, Orden Ministerial de Contaminación Atmosférica Industrial, Aguas,...), lo que no obsta para reconocer su papel en la conservación del medioambiente.

El medioambiente es objeto de protección en nuestra actual Constitución de 1978 que en su artículo 45 recoge:

1. Todos tienen el derecho a disfrutar de un medioambiente adecuado para el desarrollo de la persona, así como el deber de conservarlo.
2. Los poderes públicos velarán por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de la vida y defender y restaurar el medioambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva.
3. Para quienes lo violen lo dispuesto en el apartado anterior, en los términos que la ley fije se establecerán sanciones penales o, en su caso, administrativas, así como la obligación de reparar el daño causado.

Así, para la Constitución Española el medioambiente es de un lado, objeto de un derecho, y de otro el objeto de un deber, y en ambos personal y colectivo de disfrute y conservación, cuya defensa y restauración corresponde como fin a los poderes públicos; a este fin, los poderes públicos han de velar por la utilización racional de todos los recursos naturales, actividad que a su vez ha de servir a la protección y mejora de la calidad de vida.

La vigente Ley de Minas (Ley 22/1973 de 21 de julio), modificada por la Ley 54/1980 de 5 de noviembre para los minerales energéticos, y en relación con los problemas medioambientales que venían produciendo las explotaciones mineras, adopta una postura exigente y ambiciosa que, sin embargo y como la realidad ha mostrado, no ha conducido a dotar de un marco íntegro que diera satisfacción a la doble visión del desarrollo de las actividades mineras y de respeto al medioambiente.

El artículo 5.3 de la Ley de Minas dispone que el Ministerio de Industria realizará los estudios oportunos para fijar las condiciones de protección del medioambiente que habrán de tenerse en cuenta en todos los aprovechamientos sometidos a la Ley de Minas y que serán establecidas por Decreto. La Ley de Minas en la regulación que efectúa del aprovechamiento de las diferentes secciones de recursos (artículos 17, 33 y 69) expresa que este

aprovechamiento ha de hacerse con las correspondientes medidas de protección del medioambiente, que serán impuestas al ser otorgada la correspondiente autorización o concesión, e incluye el incumplimiento de estas medidas entre las sanciones de posible imposición y que pueden alcanzar el grado de caducidad o, en casos de urgencia, la suspensión de la explotación (art. 116.2 de la Ley de Minas). Además el artículo 81 de la Ley de Minas, responsabiliza al explotador de los daños y perjuicios ocasionados con sus trabajos al infringir las prescripciones establecidas para proteger el medioambiente.

El legislador español, preocupado en promover la minería nacional, no dictó durante casi una década el Decreto que habría de fijar estas condiciones de protección del medioambiente. Las razones de ello hay que buscarlas en el momento histórico en que se sitúa la Ley de Minas, coincidente con la referida crisis del petróleo que se iniciaría en ese mismo año 1973 y que obligaría a los países industrializados y en vías de desarrollo a buscar fuentes energéticas propias que constituyesen una alternativa a los productos petrolíferos.

La Orden del Ministerio de Industria de 18 de octubre de 1976, para proyectos de nuevas industrias potencialmente contaminadoras de la atmósfera y ampliación de las existentes, incluía un estudio de los mismos al objeto de enjuiciar las medidas correctoras previstas y evaluar el impacto ambiental, conectadas a los planes de restauración de los espacios naturales afectados por las actividades extractivas a cielo abierto.

Habría de ser la Comunidad Autónoma Catalana, al amparo de la distribución de competencias y de su propio estatuto de Autonomía, y en refrendo del artículo 45 de la Constitución Española, la que mediante la aprobación de una Ley de Protección de espacios de especial interés afectados por actividades extractivas llegaría a cubrir la laguna originada por la Ley de Minas. Esta Ley 12/1981 fue objeto de recurso de inconstitucionalidad y el Tribunal Constitucional, en la sentencia que lo resuelve, ilustra sobre la tensión existente entre aprovechamiento de recursos y protección del medioambiente: rechaza que la explotación de los recursos naturales sea un objetivo primordial y excluyente de modo que no existe una prioridad absoluta de fomentar la producción minera frente a la protección del medioambiente, y por el contrario, lo que es preciso es compatibilizar el medioambiente y el desarrollo económico.

Tras esta sentencia, el Estado cambia radicalmente su concepción de la protección del medioambiente en relación con la minería y a partir de ese momento inicia una labor normativa que se conecta con el referido artículo 5.3. de la Ley de Minas, al servicio de los objetivos que dicho artículo establece, es decir la protección del ambiente. A este fin, con un objeto similar al previsto en la Comunidad de Cataluña, se aprueban las siguientes normas:

- Real Decreto 2994/1982 de 15 de octubre sobre Restauración del espacio natural afectado por actividades mineras.

- Orden de 20 de noviembre de 1984 por la que se desarrolla el Real Decreto 2994/1982 sobre restauración del espacio natural afectado por actividades mineras.
- Real Decreto 1116/1984 de 9 de mayo sobre la restauración del espacio natural afectado por las explotaciones de carbón a cielo abierto y el aprovechamiento racional de estos recursos energéticos.
- Orden de 13 de junio de 1984 sobre normas para la elaboración de los Planes de Explotación y Restauración del espacio natural afectado por las explotaciones de carbón a cielo abierto y el aprovechamiento racional de estos recursos energéticos.

Finalmente, la Ley de Aguas de 2 de agosto de 1985, impone con carácter perceptivo que en la tramitación de las concesiones y autorizaciones que afecten al dominio público hidráulico y a la vez impliquen riesgos para el medioambiente, sea necesaria la presentación de una evaluación de sus efectos.

El Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental, completó y normalizó este importante procedimiento administrativo trasponiendo la Directiva comunitaria 85/377/CEE, de 27 de junio de 1985. Posteriormente este Decreto fue modificado por:

- Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres. (BOE nº 74, de 28.3.89)
- Ley 25/1988, de 29 de julio, de Carreteras. (BOE nº 182, de 30.07.88) y su Reglamento de desarrollo, aprobado por el Real Decreto 1818/1994, de 2 de septiembre (BOE nº 228, de 23.09.94)
- Ley 54/1997, de 27 de noviembre, de regulación del sector eléctrico -disposición adicional duodécima- (BOE nº 285, de 28.11.97)
- Ley 27/1992, de 4 de noviembre, de Puertos del Estado y de la Marina Mercante -artículo 21.2- (BOE nº 283, de 25.11.92)
- Real Decreto-Ley 9/2000, de 6 de octubre, de modificación del Real Decreto legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental (BOE nº 241, de 7.10.00)
- Ley 6/2001, de 8 de mayo, de modificación del Real Decreto legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental (BOE nº 111, de 09.05.01), y que traspone la Directiva 97/11/CEE, de 3 de marzo.

Las Comunidades Autónomas

Por su parte, diferentes Comunidades Autónomas, una vez efectuadas las transferencias en materia de minería han completado el panorama legislativo

hasta ahora señalado dictando, en el ámbito de sus competencias regulaciones específicas de las actividades mineras en su conexión con la protección del medioambiente. Así, en nuestra comunidad está vigente la Ley 8/1990, de 28 de diciembre, de Aguas Minerales y Termas de Castilla-La Mancha.

De acuerdo con la normativa actual, y con respecto al caso de estudio de este proyecto, deberán someterse a una evaluación de impacto ambiental los proyectos públicos o privados referentes a:

- Refinerías de petróleo bruto (con exclusión de las empresas que fabrican únicamente lubricante a partir de petróleo bruto) e instalaciones de gasificación y de licuefacción de al menos 500 toneladas de carbón o de pizarra bituminosa al día.
- Canteras y minería a cielo abierto cuando la superficie del terreno abierto supere las 25 hectáreas, o, extracción de turba cuando la superficie del terreno de extracción supere las 150 hectáreas.
- Instalaciones para el almacenamiento de productos petrolíferos, petroquímicos o químicos, con una capacidad de, al menos, 200.000 toneladas.

Por su parte, la regulación de estos estudios viene recogida en la Comunidad de Castilla-La Mancha en la siguiente legislación:

- Decreto 39/1990, de 27 de marzo, de Asignación de competencias en materia de evaluación de Impacto Ambiental (DOCM nº 23, de 06.04.90)
- Ley 5/1999, de 8 de abril, de Evaluación del Impacto Ambiental (DOCM nº 26, de 30.04.99) (BOE nº 124, de 25.5.99)
- Decreto 118/2000, de 20 de junio, por el que se establecen umbrales y criterios para determinadas actividades del anejo 2 de la ley 5/99, de 8 de abril, de Evaluación de Impacto Ambiental. (DOCM nº 68, de 14.07.00)
- Decreto 178/2002, de 17 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento General de Desarrollo de la Ley 5/1999, de 8 de abril, de Evaluación del Impacto Ambiental de Castilla-La Mancha.
- Disposición de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, de fecha 17 de febrero de 2003 (DOCM nº 20), de corrección de errores del decreto 178/2002, de 17 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento general de Desarrollo de la Ley 5/1999, de 8 de abril, de Evaluación del Impacto Ambiental de Castilla-La Mancha, y se adaptan sus Anexos.