

CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LAS ÁREAS MINERAS ABANDONADAS DEL LEVANTE ALMERIENSE

ANDRÉS NAVARRO

Universidad Politécnica de Cataluña

INTRODUCCIÓN

La minería metálica en el levante almeriense alcanzó una gran importancia durante el siglo XIX, y perduró hasta 1991 cuando cerraron las explotaciones auríferas de Rodalquilar y el lavadero de escombreras en El Arteal, junto a Sierra Almagrera. Aunque la actividad en Sierra Almagrera fue de relevancia a escala mundial, también Rodalquilar y las Herrerías tuvieron un cierto protagonismo, en relación con la explotación de oro y plata respectivamente (Navarro et al., 1998; 2000; 2006a, 2008a; 2008b). Además, en Las Herrerías, las últimas fases de explotación se relacionaron con la extracción de hierro (1880-1934, aproximadamente) y de sulfato de bario (1992-2006).

El resultado de toda esta explotación minera, entre otras consecuencias, ha sido la generación de grandes cantidades de residuos mineros en forma de escombreras y lodos de concentración, producidos por los procesos de flotación y cianuración (Figs. 1 y 2), además de los residuos metalúrgicos producidos por la fundición de las menas de plomo-plata (fundamentalmente en Sierra Almagrera y Jaravías) y los residuos de calcinación procedentes de la tostación de menas de mercurio, como en el caso del Valle del Azogue, cerca de Sierra Almagrera. Todo ello ha provocado la acumulación de millones de toneladas de residuos con grandes cantidades de metales tóxicos (arsénico [As], aluminio [Al], cadmio [Cd], cobre [Cu], plomo [Pb], antimonio [Sb] y zinc [Zn]) sin ningún con-

trol, y que están contaminando suelos, aguas superficiales y subterráneas y también las áreas marinas costeras cercanas a los antiguos depósitos de escorias de fundición (Navarro et al., 2004, 2008a). En algún caso, como en el Valle del Azogue, el mercurio está afectando a la vegetación y cultivos cercanos de forma considerable (Viladevall et al., 1999).

Los problemas de contaminación a causa de actividades mineras han sido objeto de estudio en numerosos lugares del mundo. (Förstner y Wittmann, 1979; EPA, 1996; McGregor et al., 1998; Navarro et al., 1998; Blowes et al., 1990; Dold et al., 2001; Al et al., 2000; Blowes et al., 2004; Lothmoser, 2003; Jambor et al., 2000; 2003; Romero et al., 2007, Wray, 1998). El tipo de elementos contaminantes así como su concentración en el medio depende de las concentraciones de los mismos y de la naturaleza de cada depósito mineral (Seal et al., 2002), siendo frecuentes arsénico [As], hierro [Fe], cobre [Cu], zinc



Fig. 1. Lodos de flotación y antiguo poblado minero en la zona del Arteal (Sierra Almagrera).

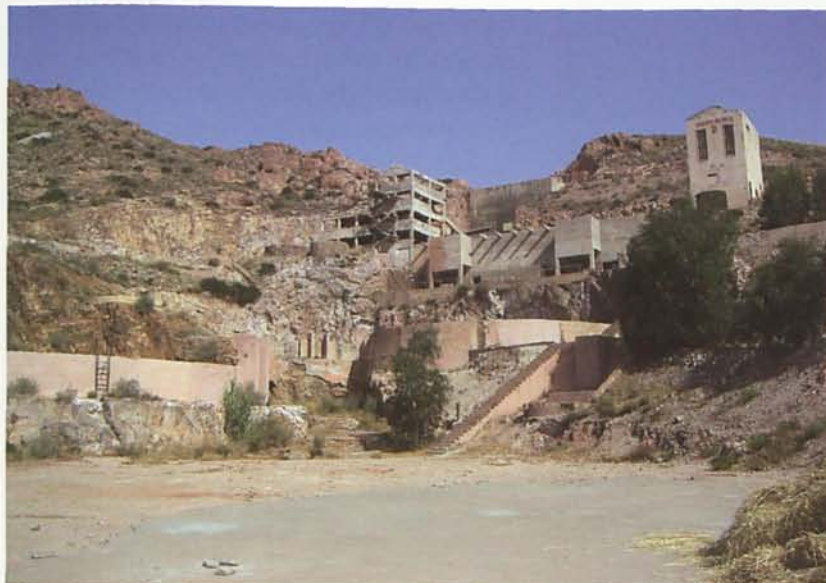


Fig. 2.- Antiguas instalaciones mineras de Rodalquilar (Almería).

[Zn], cadmio [Cd], cobalto [Co], níquel [Ni], plomo [Pb], mercurio [Hg], talio [Tl], selenio [Se], telurio [Te] y antimonio [Sb]. Así, cuando los residuos generados (escombreras o «waste rock dumps», residuos de concentración o «tailings» y escorias de fundición) no se disponen de forma adecuada sobre el terreno, las actividades mineras ligadas a la explotación de sulfuros pueden generar importantes problemas de contaminación de suelos y aguas subterráneas.

La influencia del clima en estas situaciones es notable, y está fundamentalmente asociada a la disponibilidad de agua, para producir drenajes de carácter ácido. Este factor puede ser crítico en climas áridos, donde el posible efecto de dilución producido por la precipitación puede ser muy limitado. En general, el clima juega un papel importante en todos los aspectos de la remediación, muestreo, monitoreo, predicción de la calidad del agua, prevención del drenaje ácido, mitigación del impacto ambiental y modelización geoquímica e hidrológica (McLemore, 2008).

En las regiones semi-áridas¹, como el levante almeriense, la evapotranspiración potencial supera a la precipitación a lo largo del año, produciéndose la recarga a los acuíferos en épocas determinadas del año y, por tanto, también la posibilidad de generación de drenajes ácidos queda circunscrita a periodos temporales, a

veces, muy limitados. Además, la meteorización y la lixiviación de elementos contaminantes puede ser mucho menos intensa, pero más concentrada, en ambientes áridos o semi-áridos. También, la existencia de altos índices de evaporación en estas regiones puede resultar en un incremento de la alcalinidad de las aguas superficiales y del agua de poro en la zona no saturada de los acuíferos.

En general, las aguas de mina y/o lixiviados producidos por el drenaje de depósitos de sulfuros en climas áridos suelen tener un menor pH y un mayor contenido metálico que los producidos en climas húmedos, y por el contrario, suele haber una mayor

capacidad de atenuación de la contaminación a causa de los ambientes alcalinos superficiales y de la formación de costras calcáreas en suelos y sedimentos.

Cuando las mineralizaciones explotadas contienen pirita (FeS_2), la oxidación de este sulfuro y de



Fig. 3 (a). Fases secundarias en Sierra Almagrera (Almería).



Fig. 3 (b). Antiguas instalaciones mineras restauradas en Sierra Almagrera



otros que puedan estar presentes, pueden generar unos efluentes ácidos con altas concentraciones de sulfatos y metales. Así, la existencia de pirita favorece, por tanto, la creación de ambientes muy ácidos y facilita la oxidación de otros sulfuros del tipo «MS» (esfalerita, galena, etc.) que por sí mismos no generan cantidades importantes de ácido. Por otro lado, la formación de fases secundarias como consecuencia de los procesos de neutralización y/o hidrólisis constituye el principal mecanismo de atenuación de los productos de oxidación. En climas semiáridos, las fases secundarias que aparecen son el resultado de una concentración elevada (saturación) de los productos de oxidación y de la neutralización ácida (Fig. 3 y 4).

Además de la generación de efluentes y lixiviados ácidos, el vertido incontrolado de residuos mineros en zonas semi-áridas puede conducir a la dispersión mecánica de partículas de pequeño tamaño a causa de la acción del viento, provocando un progresivo desmantelamiento de los depósitos de residuos y el transporte de los contaminantes a zonas alejadas, donde pueden crearse focos secundarios de contaminación. También en este tipo de áreas climáticas la incidencia de fenómenos de precipitación concentrados en pocas horas y con una gran intensidad puede llevar a la erosión de las escombreras o diques de estériles (tailings o jales), produciéndose un importante transporte sólido que contamina los sedimentos fluviales y las aguas superficiales. También en este caso el material transportado se convierte en un foco secundario de contaminación, a partir del cual pueden volver a producirse los procesos de oxidación e hidrólisis de la pirita y otros sulfuros (Fig. 5).

En cualquier caso, la contaminación del suelo y las aguas (superficiales y aguas subterráneas) por la generación de efluentes ácidos, suele ser la afección más importante en el entorno de antiguas zonas mineras.

Fig. 4 (a y b). Detalles de residuos mineros con «costras» superficiales en el Valle del Azogue, antigua explotación minera próxima a Sierra Almagrera (Almería).

En estos casos, la movilización de los contaminantes depende, también, de la geoquímica de las mineralizaciones, la de la roca encajante y de la alteración supergénica de los depósitos y por otro, de los métodos de concentración, las características de los residuos, los procesos metalúrgicos utilizados, la climatología y los parámetros hidráulicos del terreno (zona no saturada y zona saturada).

CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y AGUAS EN SIERRA ALMAGRERA, RODALQUILAR, JARAVÍAS Y VALLE DEL AZOGUE (TERRE-ROS, PULPÍ)

En el caso de Sierra Almagrera, los yacimientos explotados desde 1838 hasta 1991, consisten en un conjunto filoniano, caracterizado por la existencia de cuerpos mineralizados ciegos y que no afloran en superficie. Están formados, mayoritariamente, por galena, esfalerita, sulfosales de Pb, calcopirita, pirita y con barita y siderita como minerales dominantes en la ganga. La contaminación en los suelos y sedimentos que rodean la Sierra, se debe, fundamentalmente, al vertido incontrolado de residuos procedentes de la flotación y a antiguas escombreras ubicadas en las faldas occidentales de la Sierra. Dicha contaminación se caracteriza por la presencia de cantidades elevadas de plata [Ag], arsénico [As], bario [Ba], cadmio [Cd], cobre [Cu], hierro [Fe], plomo [Pb], antimonio [Sb] y zinc [Zn], y que superan los valores máximos establecidos en algunas legislaciones como la holandesa (tabla 1), y también los valores medios del suelo «no contaminado», en esta zona. También es preciso señalar la existencia de valores elevados de estroncio [Sr] y vanadio [V].

Por otro lado, en las aguas subterráneas de esta zona, únicamente se detectan cantidades apreciables de metales y metaloides en las aguas de los pozos mineros, mientras que en el acuífero aluvial y deltaico del Almanzora, sólo aparecen niveles apreciables de Fe y Sr, y valores muy bajos de Ba, Cu, Pb y Zn, no detectándose Ag, As y Sb (tabla 2).

En el caso de Rodalquilar, el yacimiento explotado, de forma mayoritaria, es un sistema epitermal de Au-Ag-Cu de alta sulfuración (Cerro Cinto), y



Fig. 5. (a) y (b). Diferentes vistas de lodos de flotación de una antigua explotación minera de carácter polimetálico (Jaravía, Almería).

cuya mineralización se caracteriza por la asociación geoquímica Au-Ag-Cu-As-Bi-Te-Sn. Dichos elementos tienden a moverse hacia los suelos, sedimentos, aguas superficiales y aguas subterráneas. Los drenajes de las explotaciones auríferas de estas características suelen presentar valores de pH que oscilan entre 2.0 y 8.9, concentraciones de Fe entre 0.01 y 50000 mg/L, de Al entre 0.001 y 5000 mg/L, concentraciones de sulfatos de 0.8 a 100000 mg/L y cantidades significativas de Al, Cu, Zn, Co, Ni, Cd y As (Seal et al., 2002). En casos similares, la migración de contaminantes como As, Cu, Zn, Pb y Cd está controlada por la existencia de fases secundarias, que para el caso del As pueden ser sulfo-arseniato de hierro más o menos

	Au	Ag	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Hg	Fe	Pb	Se	Sb	Sr	V	Zn
Tailings															
Media	---	26.6	278.4	5.8	17.6	80.6	59.0	---	12.43	2879.3	---	169.8	0.53	91.6	2179.2
Min	<5	5.0	200	3.2	5.8	52.0	21.0	<1	10.0	1588.0	<3	66.0	0.28	84.0	1520.0
Max	15.0	46.0	460	10.0	35.0	130	134.0	3.0	15.4	5428.0	<5	270.0	1.0	104.0	3000.0
Suelos/Sed															
Media	8.2	6.7	79.8	0.93	1.7	89.2	43.4	---	5.65	1642.1	---	69.2	0.08	114.7	522.1
Min	<2	<5	18.0	0.064	0.06	51.0	27.0	<1	4.01	152.0	<3	6.5	0.03	71.0	135.0
Max	26.0	40.0	340	3.0	3.5	140	69.0	2.0	12.2	3244.0	<5	330.0	0.36	147.0	2000.0
SNC	11.0	<0.3	12.2	240	0.06	---	12	<1	3.59	12	<3	2.8	0.01	---	81
NH(*)	<5	15**	55	0.0625	12	380	190	10	---	530	100**	15	---	250**	720

Tabla 1.- Concentración de metales y elementos traza de los «tailings», suelos y sedimentos del entorno de Sierra Almagrera. Valores en ppm, excepto Au (ppb), Ba (%), Sr (%) y Fe (%). ND: no determinado, SNC: suelo no contaminado, NH(*): Normas holandesas, new C-values, (**): nivel indicativo de contaminación.

	Ca	Mg	Na	K	As	Ba	Cr	Cu	Fe	Pb	Sb	Sr	Zn
DPE	502	244.9	1122	77.1	ND	50	ND	240	170	670	ND	12.0	1260
AD													
Media	477.4	264.9	577.9	142.2	<10	17.4	<25	<10	147.2	1.3	<1	10.3	15.8
Min	453.3	228.7	443.6	18.4	---	16.6	---	---	23.2	1.0	---	8.5	10.0
Max	520.9	323.6	933.3	204.7	---	18.4	---	---	370.5	1.6	---	13.8	25.6
(1)	---	---	200	---	10	2000*	50	2000	200	10	5	---	5000*

Tabla 2.- Composición química de las aguas subterráneas del acuífero aluvial y deltaico. Valores en mg/L (iones mayoritarios) y $\mu\text{g/L}$ (elementos traza). Sr en mg/L. DPE: drenaje pozo Encarnación (El Arteal, S. Almagrera), AD: acuífero deltaico, (1) Directiva 98/83/CE, * : Normas E.P.A., ND: no determinado

amorfos, o la asociación del metaloide con jarosita-beudantita, schwertmanita u oxihidróxidos de Fe.

En Rodalquilar, los datos geoquímicos obtenidos a partir del análisis de las muestras de los residuos mineros («tailings»), suelos y sedimentos fluviales del Valle de Rodalquilar, indican una importante contaminación debida a la presencia de metales y metaloides. Así, las concentraciones de As, Cu, Pb y Sb superan los valores de intervención para suelos de normativas conocidas (tabla 3), presentándose también valores elevados de Ag, Bi, Se, V y Zn, así como de Hg de forma puntual.

Por otro lado, las aguas subterráneas del acuífero aluvial del valle de Rodalquilar contienen una gran cantidad de metales y metaloides

en disolución, presentando en algunos de los puntos muestreados, concentraciones de Al, Cd, Ni, As, Se, Sb, Pb, Hg, Fe y Mn (tabla 4), que superan los criterios de calidad de agua para consumo humano (Real Decreto 149/2003, BOE 21/02/03). Destaca la extensión alcanzada por la contaminación con As que se detecta en todo el acuífero y con concentraciones que alcanzan los 0.2 mg/L (fig. 6). También se detectan valores anómalos de Au, Cu, V y Zn en las aguas subterráneas.

El área minera del Pilar de Jaravía se sitúa al Norte de Sierra Almagrera, en una zona elevada próxima a la cubeta de Terreros, en la Sierra del Aguilón, ocupando la zona minera explotada un corredor de unos 3 km de longitud en dirección SW-NE. La explotación se inició en la época romana, se retomó con mayor intensidad durante el periodo 1873-

	Au	Ag	As	Ba	Bi	Cd	Cr	Cu	Hg	Fe	Pb	Se	Sb	Sr	V	Zn
Tailings																
Media	472.3	1.4	679.9	202.0	22.7	0.8	29.4	202.0	---	3.0	924.1	19.0	141.6	---	97.8	472.9
Min	175.0	0.3	71.5	71.0	8.0	<0.3	13.0	70.0	<1	2.3	155.0	<3	4.2	<0.05	66.0	91.0
Max	984.0	6.5	1410	480.0	53.0	4.6	65.0	957.0	3.0	4.4	8744.0	36.0	253.0	0.06	216.0	1870
Suelos/Sed																
Media	296.0	0.7	345.5	336.8	10.5	1.1	55.6	172.5	---	2.8	379.2	8.5	53.5	---	104.1	241.2
Min	20.0	<0.3	61.3	145.0	<2	0.4	<5	54.0	<1	1.9	82.0	<3	4.1	<0.05	69.0	76.0
Max	765.0	1.3	794.0	620.0	21.0	6.8	90.0	1664	2.0	3.4	725.0	24.0	130.0	0.07	126.0	1114
SNC	11.0	<0.3	24.1	825	<2	0.8	35	12	<1	1.08	19	<3	2.1	0.03	43	4
NH(*)	---	15**	55	0.0625	---	12	380	190	10	---	530	100**	15	---	250**	720

Tabla 3.- Concentración de metales y elementos traza de los «tailings», suelos y sedimentos del entorno de Rodalquilar. Valores en ppm, excepto Au (ppb), Sr (%) y Fe (%). ND: no determinado, SNC: suelo no contaminado, NH(*): Normas holandesas, new C-values, (**): nivel indicativo de contaminación.



Figura 6.- Mapa de isoconcentración de arsénico [As] en el acuífero del Valle de Rodalquilar. Valores en $\mu\text{g/L}$.

1918 (explotación de hierro, fundamentalmente), y posteriormente desde los años 40 se beneficiaron el plomo y la plata, hasta 1970 cuando cesó tal explotación. Los materiales encajantes de las mineralizaciones explotadas son los mármoles de la unidad Nevado-Filábride del Lomo de Bas. Desde el punto de vista geoquímico y de tipología de yacimiento, se trata de una mineralización hidrotermal de baja-media temperatura, y que presenta unas asociaciones elementales muy similares a las de los yacimientos

epitermales del SE peninsular. La paragénesis más común, parece ser siderita-pirita-galena argentífera-esfalerita-calcopirita-marcasita con baritina, celestina y yeso en la ganga. El resultado de las actividades mineras más recientes ha sido la producción de, aproximadamente, 300000 t de fangos de flotación o «tailings» (similares a los existentes en Sierra Almagrera), vertidos sobre el terreno sin ningún control y que constituyen un importante foco de contaminación (Navarro y Martínez, 2008).

	Au ($\mu\text{g/L}$)	Al ($\mu\text{g/L}$)	Ag ($\mu\text{g/L}$)	Cd ($\mu\text{g/L}$)	Cu ($\mu\text{g/L}$)	Ni ($\mu\text{g/L}$)	As ($\mu\text{g/L}$)	Se ($\mu\text{g/L}$)	Sb ($\mu\text{g/L}$)	Pb ($\mu\text{g/L}$)	Fe ($\mu\text{g/L}$)	Mn ($\mu\text{g/L}$)	Hg ($\mu\text{g/L}$)	V ($\mu\text{g/L}$)	Zn ($\mu\text{g/L}$)	Cr ($\mu\text{g/L}$)
AS-1	<0.02	<20	<2	1.6	13	5	12	7	3.1	14.7	1900	730	<2	29	426	19
AS-2	1	60	<2	<0.1	83	645	6.3	25	2.7	2.9	1300	1750	<2	9	108	34
AS-3	<0.02	<20	<2	<0.1	24	9	0.3	10	2.7	0.4	400	<1	<2	5	190	15
AS-4	0.08	<20	<2	<0.1	10	4	1.6	8	6.4	0.3	500	10	<2	4	99	13
AS-5	0.08	30	<2	<0.1	10	<3	2.8	4	6.3	0.8	1000	3	<2	4	33	13
AS-6	0.21	2890	<2	5	65	119	16.5	<2	2.4	22.3	76300	416	<2	7	125	6
AS-7	0.13	90	<2	0.2	18	39	13	<2	2.4	1.6	10200	115	<2	2	191	10
AS-8	<0.02	<20	<2	<0.1	4	<3	1.4	<2	2.7	1.2	100	14	<2	4	62	12
AS-9	<0.02	40	<2	2.4	22	42	2.1	<2	2.7	21.7	46100	624	<2	4	297	<5
AS-10	<0.02	<20	<2	<0.1	14	4	<0.3	<2	3.1	8.4	5500	70	<2	<1	83	<5
AS-11	0.22	350	<2	<0.1	21	4	224	<2	3.9	8.2	800	45	<2	8	79	11
AS-12	0.11	130	<2	<0.1	17	<3	<0.3	<2	2.6	1.7	300	107	<2	4	67	16
AS-13	<0.02	>20000	<2	62.1	1300	95	66.1	18	0.9	3.9	4800	912	<2	11	>2500	17
AS-14	<0.02	400	<2	1.2	9	24	7.1	<2	0.2	2.9	73500	519	<2	<1	146	<5
AS-15**	<0.2	5800	<20	<1	90	130	<3	<20	<1	35	4000	540	<20	<10	70	<50
AS-16	0.07	260	<2	0.3	11	6	71.7	<2	2.9	8.5	200	10	<2	4	17	<5
AS-17	<0.02	490	<2	0.2	11	18	14.3	4	3.7	9.6	<100	142	4.0	4	58	26
AS-18	<0.02	<20	<2	0.1	4	54	<0.3	<2	0.3	2.5	62200	1720	<2	<1	12	<5
R.D. 149/2003	*	200	--	5.0	2000	20	10	10	5	10	200	50	1.0	--	*	50.0

Tabla 4. Concentraciones de algunos metales y metaloides presentes en las aguas subterráneas del Valle de Rodalquilar. (*): no dispone de criterio de calidad, (**): agua del mar en el Playazo de Rodalquilar.

	Ag	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Hg	Fe	Pb	Se	Sb	Sr	V	Zn
Media	15.8	302.2	2.8	4.6	28.5	22	<1	22.2	1830	---	69.1	1.1	18	1557.5
Mínimo	10.4	62.8	2.2	4.6	20	22	<1	20	1830	<3	44.5	0.75	18	1170
Máximo	23	960	3.6	4.6	39	22	<1	23.8	1830	<5	100	1.7	18	2000.0
NCS	<0.3	12.2	0.0240	0.06	---	12	<1	3.59	12	<3	2.8	0.01	---	81
NH(*)	15**	55	0.0625	12	380	190	10	---	530	100**	15	---	250**	720

Tabla 5.- Composición geoquímica media de los estériles procedentes de la flotación en las minas de Jaravías. NCS: suelos no contaminados, NH(*): valores «C» de las normas holandesas de suelos contaminados, **: valores indicativos de contaminación. Valores en ppm excepto Ba y Fe (%).

Para una evaluación del grado de contaminación por metales pesados y metaloides, se ha realizado un muestreo de lodos y escombreras, analizándose las muestras obtenidas mediante activación neu-trónica e ICP-MS, y determinándose las sustancias siguientes: Au, As, Ag, Ba, Br, Ca, Co, Cr, Cs, Fe, Hf, Hg, Ir, Mo, Na, Rb, Sb, Sc, Se, Sn, Sr, Ta, Th, U, W, Zn, La, Ce, Nd, Sm, Tb, Yb y Eu. También se determinaron Pb, Zn, Ag, Cd, Cu y Mn, en algunas de las muestras. La composición geoquímica de los estériles de flotación (tabla 5), indica la existencia de una zona altamente contaminada con contenidos en Ba que llegan hasta un 3.0%, así como contenidos medios importantes de Ag (15.8 ppm), As (302.2 ppm), Cr (28.5 ppm), Sb (69.1) y Zn (1557.5 ppm). Otros metales como el Pb alcanzan concentraciones de 1830 ppm (tabla nº 1) en la zona afectada.

El resultado es una zona altamente contaminada que presenta contenidos elementales medios en los suelos muy elevados (tabla 5) en Ba, del orden de 50 veces los niveles de intervención de las normas holandesas de suelos contaminados, así como contenidos medios en Ag, As, Pb, Sb y Zn que superan dichos valores de intervención. El riesgo asociado a esta zona contaminada es de gran magnitud, ya que por un lado la vegetación natural puede acumular gran cantidad de metales (entre 10 y 70 ppm de Hg en plantas de tomillo en la zona próxima del valle del Azogue), y el cultivo y ocupación urbanística progresiva de las zonas mineras contaminadas como ésta es un hecho frecuente en esta región. Por otro lado, la dispersión de contaminantes por el viento y la escorrentía superficial, tal como se ha comprobado en terrenos próximos, puede estar movilizandolos hacia zonas urbanizadas y/o cultivadas más alejadas (Viladevall et al., 1999; Navarro et al., 2000; Navarro et al., 2004; Navarro et al., 2006a).

En el Valle del Azogue, junto a Terreros (Pulpí), se explotó en el siglo XIX una mineralización filoniana (fig. 9) consistente en una brecha compuesta de estibnita, cinabrio, rejalgar, oropimente, esfalerita, siderita, calcopirita, pirita, cuarzo, calcita y barita,

emplazada en rocas metamórficas permo-triásicas y mármoles de los complejos Nevado-Filábride y Alpujarride. Las labores mineras se desarrollaron en cortas a cielo abierto y mediante pozos y galerías de escasa profundidad, en una zona alargada de dimensiones aproximadas de 1 kilómetro de largo y unos 400 metros de ancho. El método de procesamiento de la mena era el de tostación en horno, aprovechándose un material con un contenido medio en mercurio del orden del 1.3% (Navarro et al., 2006). De acuerdo con el estudio de las alteraciones (cuarzo-sericita, argílica y hematítica) y las temperaturas proporcionadas por las inclusiones fluidas (170-253 °C), se trataría de un yacimiento epitermal de baja sulfuración (Mendoza et al., 2006), y con una geoquímica similar a los sistemas de tipo «hot spring» en cuanto a su contenido en algunos elementos traza (Rytuba et al., 2001).

La determinación de las especies de Hg se realizó por medio de difracción de rayos X y por análisis de «solid-phase-Hg-thermo-desorption» (SPTD), en la Universidad de Heidelberg (Alemania), indicando que las fases dominantes del Hg son el cinabrio (HgS) y el mercurio metálico (Hg⁰) adsorbido en la matriz para el caso de los suelos contaminados, calcinados y demás residuos mineros (Navarro et al., 2006a). Los datos de los residuos (calcinados y escombreras) y suelos (tabla 6) proporcionan valores muy elevados de As, Ba, Hg, Pb, Sb y Zn, y valores significativamente altos de Au, Ag, Cd, Cr y V. En relación con las normas de calidad de suelos se superarían los niveles de intervención para As, Ba, Cd, Cr, Hg, Pb, Sb y Zn, destacando los altísimos niveles detectados de Hg y Sb.

Los resultados obtenidos en los ensayos de lixiviación (fig. 7) con suelo contaminado muestran la movilización del mercurio en concentraciones apreciables (hasta 67 ig/L), así como la de otras sustancias como el Sb, Pb y Zn. Por otro lado, en los lixiviados también se detectan altas concentraciones de As (358-15.7 ig/L), Fe (1670-5ig/L) y sulfatos (299-80.1 mg/L), en el caso del ensayo con suelo

CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LAS ÁREAS MINERAS ABANDONADAS

	Au	Ag	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Hg	Fe	Pb	Se	Sb	Sr	V
Residuos														
Media	---	27.3	526.1	6.0	5.7	70.5	47.5	649.1	3.0	901.6	---	4325.6	945.3	65.6
Min	<5	<0.3	12.9	0.07	<0.3	<50	8.0	<1	1.27	28.0	<5	8.0	102.0	20.0
Max	66.0	108.7	1650	17.0	29.9	161	208.0	4000	5.13	3422	23.0	22200	3321	128.0
Suelos/Sed														
Media	43.2	4.5	299.4	0.89	6.5	99.7	23.1	348.0	3.4	222.4	7.8	2669.3	446.8	---
Min	5.0	<0.2	18.0	0.02	0.5	10.0	4.0	1.0	0.6	7.0	5.0	19.0	0.5	90.0
Max	480.0	30.8	1200	5.3	106	430	55.0	2300	6.48	1308	36.0	32000	1500	90.0
SNC	11.0	<0.3	24.1	0.08	0.8	35	12	<1	1.08	19	<3	2.1	300	43
NH (*)	--	15**	55	0.0625	12	380	190	10	--	530	100**	15	--	250**

Tabla 6.- Concentración de metales y elementos traza de los «tailings», suelos y sedimentos del entorno del Valle del Azogue. Valores en ppm, excepto Au (ppb), Ba (%) y Fe (%). ND: no determinado, SNC: suelo no contaminado, NH(*): Normas holandesas, new C-values, (**): nivel indicativo de contaminación.

contaminado y de >200-149 µg/L para el As, 3110-170 µg/L para el Fe y 774-629 mg/L para los sulfatos en el caso del ensayo con residuo procedente de la calcinación. Además, la presencia de otros elementos disueltos como son Ca, Mg, Na, K, Al, Cu, Pb y Zn, sugiere la disolución de distintas fases secundarias, originadas durante la meteorización de los sulfuros, de forma parecida a como sucede en áreas próximas (Navarro et al., 2004, Navarro et al., 2005).

CONTAMINACIÓN POR ESCORIAS DE FUNDICIÓN

El impacto ambiental de los residuos metalúrgicos, como las escorias mineras también ha sido puesto de manifiesto en diversos lugares del mundo. Ejemplos particularmente interesantes son la zona de la

Penn Mine en California (Parsons et al., 2001), la del cinturón cuprífero de Vermont o las mineralizaciones de Pb-Ab de Idaho (Piatak et al., 2004), donde los metales contaminantes están asociados a la presencia de fases primarias como silicatos, óxidos, sulfuros y vidrios formados durante el proceso metalúrgico, así como de fases secundarias formadas durante la alteración meteórica. Se han reportado concentraciones entre 0.0004 y 0.92% de As y entre 0.0014% y 1.4% de Cd en el caso de Penn Mine (Parsons et al., 2001) y de hasta 19700 ppm de Zn, 63000 ppm de Pb, 555 ppm de As en el caso de Clayton (Idaho; Piatak et al. 2004).

En zonas semiáridas como el levante almeriense y junto a Sierra Almagrera (Fig. 8), se han caracterizado depósitos de escorias que muestran unos contenidos muy elevados en Ag (5-180 ppm), As (87-

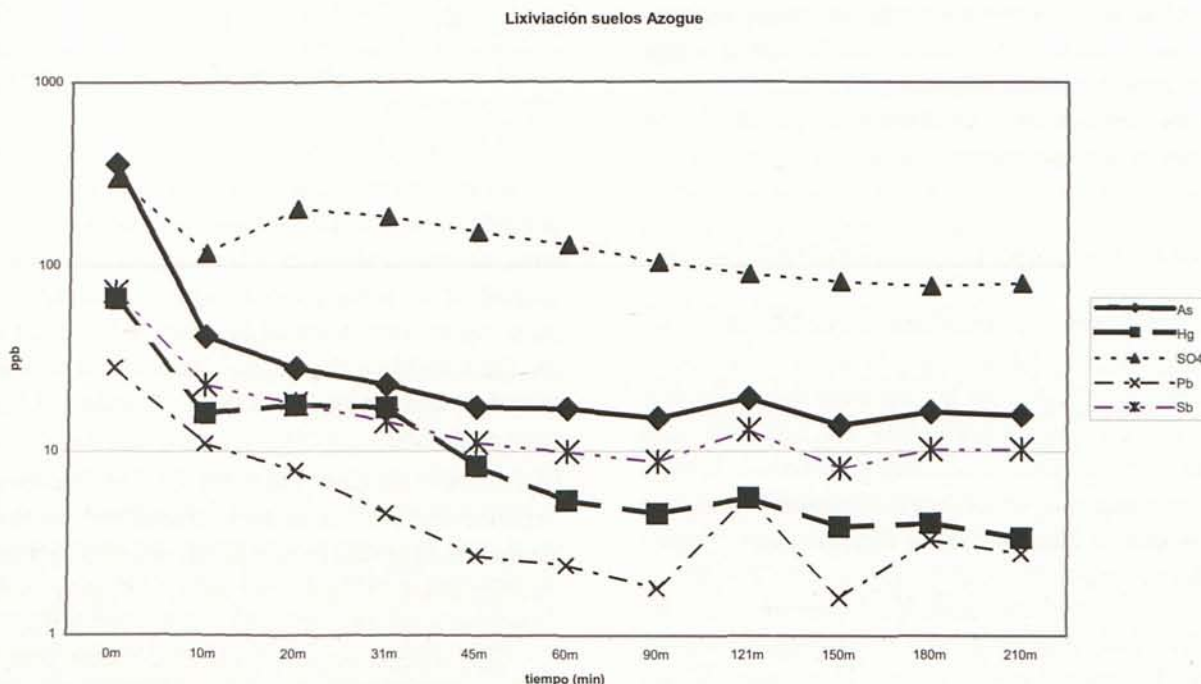


Fig. 7.- Evolución del As, Hg, SO₄, Pb y Sb en los lixiviados de los suelos contaminados del Valle del Azogue.



Fig. 8.- Vista de un depósito de escorias alteradas por la meteorización en las faldas de Sierra Almagrera

750 ppm), Ba (0.8-19.0 %), Cu (45-183 ppm), Fe (8.5-29.8%), Pb (511-2153 ppm), Sb (22-620 ppm), y Zn (639-8600 ppm), que han provocado la contaminación de las aguas subterráneas, materializada por la presencia de cantidades elevadas de Cu, Fe, Mn, Pb y Zn, así como por presentar cantidades significativas de As, entre otros contaminantes. Se alcanzan valores de 0.64 mg/L de Cu, de hasta 40 mg/L en Fe, 0.6 mg/L de Mn, 7.6 mg/L de Zn, 5.1 de Pb y 19ig/L de As (Navarro et al., 2008a). En este caso y en función de la mineralogía de las escorias, parece posible que la disolución de anglesita, itoita y cotunnita puedan ser la fuente de Pb en el agua subterránea, pudiendo provenir el Fe de las jarositas y parabutlerita y de la oxidación del Fe elemental presente en las escorias.

POSIBLES MEDIDAS DE DESCONTAMINACIÓN

En áreas mineras abandonadas, como las del levante almeriense, las tecnologías de «remediación» difícilmente pueden ser las medidas habitualmente empleadas en minas activas, como son las tecnologías activas de tratamiento de drenajes mineros, o las tecnologías clásicas de remediación de suelos, debiéndose contemplar las dimensiones de cada situación y la necesidad de largos periodos de tratamiento. Por ello se emplean cada vez más medidas de «remediación» que tiendan a favorecer los procesos naturales de atenuación de la contaminación, u otras técnicas «pasivas» especialmente las de bajo coste económico.

Dentro de ellas se pueden destacar las capas reactivas o de inmovilización/inactivación de los metales en el suelo y las barreras reactivas permeables (PRB), basadas en el empleo de sustancias de carácter reactivo como biosólidos, hidróxidos, etc. (EPA, 1998; Blowes et al, 2000; McGovern et al., 2002; Naft et al., 2002; Navarro et al., 2001, 2002, 2003, 2006 b; Navarro, 2005; Vidic et al, 1996). En cualquier caso, la remediación de los suelos mineros puede implicar los siguientes procesos:

- 1) Reducir la concentración de metales biodisponibles en suelos y/o residuos.
- 2) Aislar los contaminantes para prevenir su interacción con el medio.
- 3) Impedir la dispersión de los contaminantes.

En el caso de las regiones semiáridas, la contaminación de las aguas superficiales por las aguas de mina (drenajes, efluentes y lixiviados procedentes de escombreras y tailings) suele ser poco frecuente, siendo el mecanismo habitual de contaminación la infiltración episódica de dichos efluentes en el terreno, pudiendo contaminar la zona no saturada y al final la zona saturada y, por tanto, las aguas subterráneas. En principio las tecnologías de tratamiento de aguas subterráneas aplicables son las habituales, aunque en el caso de minas abandonadas no se emplean técnicas como el «pump and treat» y otras semejantes, de carácter activo, habitualmente empleadas en minas en producción o pensadas para el tratamiento de microcontaminantes orgánicos, frecuentes en los problemas de contaminación industrial. De todas ellas,

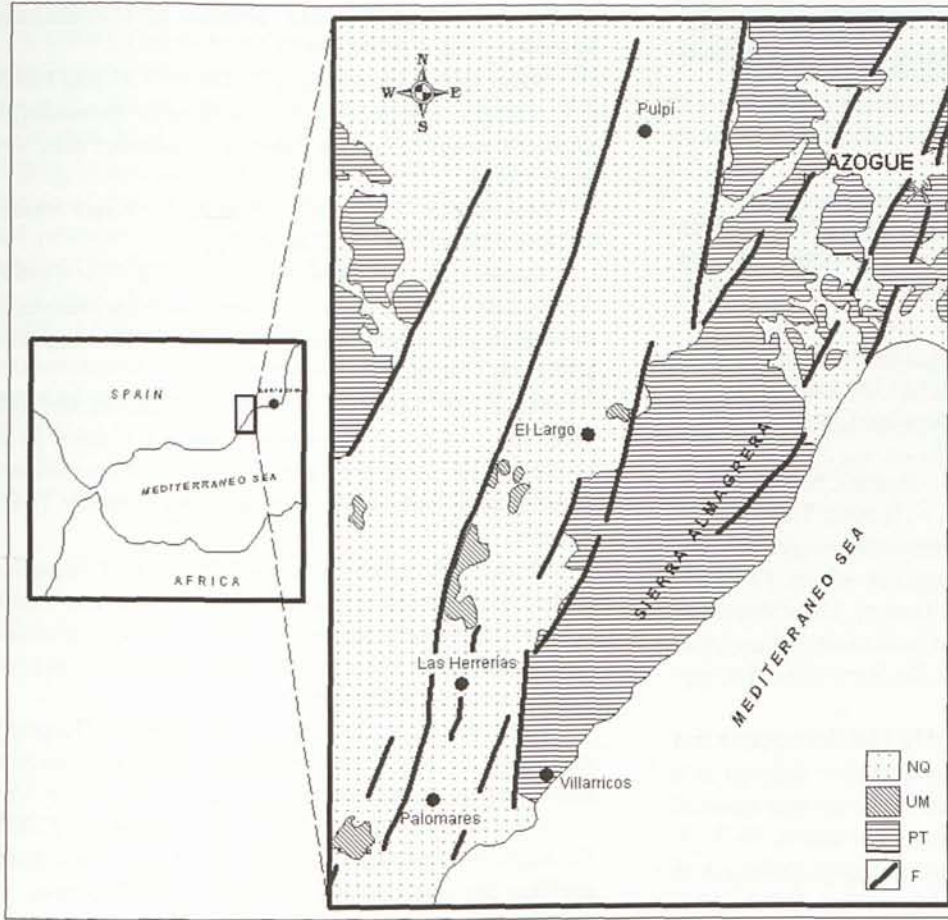


Figura 9.- Mapa geológico general de la zona donde se ubican las minas de Herrerías, Sierra Almagrera y la antigua mina del Valle del Azogue, al NE de la provincia de Almería. NQ: Cuaternario y Terciario, UM: vulcanitas neógenas, PT: zócalo metamórfico Nevado-Filábride y Alpujárride, F: fallas principales.

se aplican con mayor asiduidad las de carácter pasivo, entre las que cabe señalar a las barreras reactivas permeables y zonas reactivas.

CONCLUSIONES

Se ha estudiado la contaminación producida por la explotación de yacimientos epitermales y el vertido incontrolado de residuos mineros en el levante almeriense. Para ello se han analizado los residuos mineros, suelos, sedimentos y aguas subterráneas de cuatro áreas mineras de la provincia de Almería: Rodalquilar, Sierra Almagrera, Jaravías y Valle del Azogue, habiéndose realizado, también, diversos ensayos de lixiviación con los distintos residuos mineros.

En el caso de Rodalquilar, existe una importante contaminación en suelos y sedimentos debida a la presencia de altas concentraciones de As, Cu, Pb y Sb, presentándose también valores elevados de Ag, Bi, Se, V y Zn, así como de Hg de forma puntual.

Por otro lado, las aguas subterráneas del acuífero aluvial del valle de Rodalquilar presentan concentraciones de Al, Cd, Ni, As, Se, Sb, Pb, Hg, Fe y Mn, que superan los criterios de calidad de agua para consumo humano. Destaca la extensión alcanzada por la contaminación con As que se detecta en todo el acuífero y con concentraciones que alcanzan los 0.2 mg/L. También se detectan valores anómalos de Au, Cu, V y Zn en las aguas subterráneas.

En el caso de Sierra Almagrera la contaminación en los suelos y sedimentos se caracteriza por la presencia de cantidades elevadas de Ag, As, Ba, Cd, Cu, Fe, Pb, Sb y Zn. También es preciso señalar la existencia de

valores elevados de Sr y V. Por otro lado, en las aguas subterráneas, únicamente se detectan cantidades apreciables de metales y metaloides en los pozos mineros, mientras que en el acuífero aluvial y deltaico del Almanzora sólo aparecen niveles apreciables de Fe y Sr, y valores muy bajos de Ba, Cu, Pb y Zn, no detectándose Ag, As y Sb.

En el caso del Valle del Azogue, al norte de Sierra Almagrera, los datos geoquímicos de los residuos mineros (calcinados y escombreras) y suelos indican valores muy elevados de As, Ba, Hg, Pb, Sb y Zn, destacando los altísimos niveles detectados de Hg y Sb (>1000 ppm).

Los contaminantes se movilizan, en un ambiente semi-árido, fundamentalmente gracias a la disolución de las fases secundarias más solubles existentes en los residuos mineros, durante las épocas húmedas y por dispersión mecánica, gracias a la acción del viento y el transporte de partículas de pequeño tamaño, desde los depósitos de residuos. Los contaminantes

están afectando no sólo a los suelos y aguas, sino también a la vegetación natural y cultivos próximos a las antiguas zonas mineras.

REFERENCIAS

- Al, T.A.; Martin, C.J. y Blowes, D.W. (2000). Carbonate-mineral/water interactions in sulfide-rich mine tailings. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 64, nº 23, pp. 3933-3948.
- Blowes, D.W. y Jambor J.L. (1990). The pore water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulfide tailings, Waite Amulet, Quebec Canada. *Applied Geochemistry*, vol. 5, pp. 327-346.
- Blowes, D.W.; Ptacek, C.J.; Benner, S.H.; McRae, C.W.T.; Bennet, T.A. y Puls, R.W. (2000). Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 45, pp. 123-137.
- Blowes, D.W.; Ptacek, C.J.; Jambor, J.L. y Weisener, C.G. (2004). The Geochemistry of Acid Mine drainage. En: «Environmental Geochemistry», Ed. Por Lollar, B.S., pp. 149-204.
- Dold, B. Y Fontboté, Ll. (2001). Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy and mineral processing. *Journal of Geochemical Exploration*, 74, 3-55.
- EPA (1996). Managing Environmental Problems at Inactive and Abandoned Metal Mine Sites. E.P.A./ 625/R-95/007, 91 pp.
- EPA (1998). Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation. EPA/600/R-98/125, 94 pp.
- Förstner, U., Wittman, T.W. (1979). *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer-Verlag, 486 pp.
- Jambor, J.L.; Nordstrom, D.K. y Alpers, C.N. (2000). Metal-sulfate Salts from Sulfide Mineral Oxidation. En: *Sulfate Minerals –Crystallography, Geochemistry, and Environmental Significance-*, ed. Por Alpers, C.N.; Jambor, J.L. y Nordstrom, D.K.; Mineralogical Society of America, *Reviews in Mineralogy & Geochemistry*, vol. 40, pp. 303-350.
- Jambor, J.L.; Blowes, D.W. y Ritchie, A.I.M. (2003). *Environmental Aspects of Mine Wastes*. Mineralogical Association of Canada, Short Course Series, vol. 31, 430 pp.
- Lottermoser, B. (2003). *Mine Wastes*. Springer, Berlín, 277 pp.
- Ludwig, R.D., McGregor, R.G., Blowes, D.W. Benner, S.G. y Mountjoy, K. (2002). A permeable reactive barrier for treatment of heavy metals. *Ground Water*, 40(1), 59-66.
- Mc Govern, T., Turlough, G., Horner, S. y Davey, B. (2002). Design, construction and operation of a funnel and gate in-situ permeable reactive barrier for remediation of petroleum hydrocarbons in groundwater', *Water, Air, and Soil Pollution* 136, 11-31.
- McGregor, R.G., Blowes, D.W., Jambor, J.L. and Robertson, W.D. (1998). The solid-phase controls on the mobility of heavy metals at the Copper Cliff tailings area, Sudbury, Ontario, Canada, *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 33, 247-271.
- Naftt, D.L. ; Morrison, S.J.; Davis, J.A. and Fuller, C.C. (2002). *Handbook of Groundwater Remediation Using Permeable Reactive Barriers*, Academic Press, New York, 539 pp.
- McLemore, V.T. (2008). *Basics of Metal Mining Influenced water*. Vol. 1. SME, 103 pp.
- Navarro, A.; Collado, D. y Sánchez, J.A. (1998). Análisis de la contaminación por actividades mineras de los suelos de la cuenca baja y delta del río Almanzora. *Bol. ITGE*, vol. 109, pp.69-87.
- Navarro, A., Martínez, J., Font, X., Viladevall, M., 2000. Modelling of modern mercury vapor transport in an ancient hydrothermal system: environmental and geochemical implications. *Applied Geochemistry*. 15 (3), 281-294.
- Navarro, A.; Chimenos, J.M^a; Pérez, E. Y Espiell, F. (2001). Evaluación del comportamiento de una barrera reactiva mediante ensayos en columna. VII Simposio de Hidrogeología, Murcia, Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, vol. XXIV, pp. 327-339.
- Navarro, A. y Chimenos, J.M. (2002). Descontaminación de aguas subterráneas mediante barreras reactivas permeables. *Tecnología del Agua*, 230, 38-45.
- Navarro, A., Chimenos, J.M. y Muntaner, D.(2003). Caracterización de materiales reactivos para el control de metales pesados en aguas subterráneas. *Hidropres*, 39, 64-74.
- Navarro, A.; Collado, D.; Carbonell, M. Y Sánchez, J.A. (2004). Impact of Mining Activities in a semi-arid environment: Sierra Almagrera district, SE Spain. *Environmental Geochemistry and Health*, 26, 383-393 pp.
- Navarro, A. (2005). Tratamiento de suelos y efluentes mineros mediante materiales reactivos. VI Simposio del Agua en Andalucía, tomo 2, pp. 1265-1275.
- Navarro, A., Biester, H., Mendoza, J.L., Cardellach, E. (2006a). Mercury speciation and mobilization in contaminated soils of the valle del Azogue Hg mine (SE, Spain). *Environmental Geology*. 49, 1089-1101.
- Navarro, A., Chimenos, J.M., Muntaner, D., Fernández, I. (2006b). Permeable Reactive Barriers for the Removal of Heavy Metals: Lab-Scale Experiments with Low-Grade Magnesium Oxide. *Ground Water Monitoring & Remediation*. 26(4), 142-152.
- Navarro A, Cardellach E, Mendoza JL, Corbella M, Domènech LM (2008a). Metal mobilization from base-metal smelting slag dumps in Sierra Almagrera (Almería, Spain). *Applied Geochemistry* 23: 895-913.
- Navarro, A, Cardellach, E (2008b). Mobilization of Ag, heavy metals and Eu from the waste deposit of the Las Herrerías mine (Almería, SE Spain). *Environmental Geology* DOI 10.1007/s00254-008.1234-z.
- Navarro A, Martínez F (2008). Effects of sewage sludge application on heavy metal leaching from mine tailings impoundments. *Bioresource Technology* DOI: 10.1016/j.biortech.2008.02.022.

Parsons, M.B.; Bird, D.K.; Einaudi, M.T. and Alpers, C.N. (2001). *Geochemical and mineralogical controls on trace elements release from the Penn Mine base-metal slag dump, California. Applied Geochemistry, 16: 1567-1593.*

Piatak, N.M.; Seal II, R.R. and Hammarstrom, J.M. (2004). Mineralogical and geochemical controls on the release of trace elements from slags produced by base- and precious-metal smelting at abandoned mine sites. *Applied Geochemistry 19: 1039-1064.*

Romero, F.M.; Armienta, M.A. y González-Hernández, G. (2007). Solid-phase control on the mobility of potentially toxic elements in an abandoned lead-zinc mine tailings impoundment, Taxco, Mexico. *Applied Geochemistry, 22, 109-127 pp.*

Seal, R.R. y Foley, N.K. (2002). Progress on Geoenvironmental Models for Selected Mineral Deposit

Types. U.S. Geological Survey Open-File Report 02-195, 213 pp.

Vidic, R.D., Pohland F.G. (1996). Treatment Walls. Technology Evaluation Report TE-96-01. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. Pittsburgh. USA.

Viladevall, M., Font, X., Navarro, A. (1999). Geochemical mercury survey in the Azogue Valley (Betic area, SE Spain). *Journal of Geochemical Exploration. 66, 27-35.*

Wray, D.S.(1998). The impact of unconfined mine tailings and anthropogenic pollution on a semi-arid environment: an initial study of the Rodalquilar mining district, south east Spain. *Environmental Geochemistry and Health, vol. 20, pp. 29-38.*

