

Movilización del As a partir del depósito minero abandonado de “El Arteal” en Sierra Almagrera (Cuevas del Almanzora, Almería)

A. Navarro ^{1,*}

(1) Departamento de Mecánica de Fluidos, Universidad Politécnica de Cataluña (UPC), Colón 7-11, 08222-Terrassa (Barcelona).

* Autor de correspondencia: A.Navarro [andres.f.navarro@upc.edu]

> Recibido el 29 de mayo de 2019 - Aceptado el 23 de septiembre de 2019

Navarro, A. 2009. Movilización del As a partir del depósito minero abandonado de “El Arteal” en Sierra Almagrera (Cuevas del Almanzora, Almería). *Ecosistemas* 28(3):185-198. Doi.: 10.7818/ECOS.1780

Se han realizado trabajos de campo y estudios de laboratorio para evaluar la movilización del As desde un depósito incontrolado de residuos mineros, situado junto a las antiguas minas de Pb-Ag de Sierra Almagrera (Almería). Los resultados obtenidos indican, en el caso de los residuos mineros, concentraciones muy elevadas de As (200-460 mg/kg), Ba (32000-100000 mg/kg), Cd (5.8-35 mg/kg), Pb (1588-5428 mg/kg), Sb (66-270 mg/kg) y Zn (1520-3000 mg/kg), que superan ampliamente normativas europeas de calidad de suelos. En relación con los suelos y sedimentos también se detectan concentraciones muy elevadas de As (18-341 mg/kg), Ba (600-30000 mg/kg), Pb (83-3244 mg/kg), Sb (6.5-330 mg/kg) y Zn (135-2000 mg/kg).

Se ha empleado el modelo SWEEP para calcular la movilización de partículas de residuos mineros mediante la acción del viento hacia los suelos circundantes y a partir de eventos puntuales de 24 horas de duración. Los resultados obtenidos indican una pérdida total de suelo para un evento de 1 día de 1.481 kg/m², una pérdida por saltación de 0.55 kg/m², una pérdida por suspensión de 0.93 kg/m² y una pérdida de partículas PM10 de 0.036 kg/m². Todo ello nos indicaría una posible pérdida diaria para toda la zona ocupada por los residuos del orden de 177.7 t.

Palabras clave: arsénico; Sierra Almagrera; residuos mineros; suelos contaminados; modelo SWEEP

Navarro, A. 2009. As mobilization from “El Arteal” abandoned mining deposit in Sierra Almagrera (Cuevas del Almanzora, Almería). *Ecosistemas* 28(3):185-198. Doi.: 10.7818/ECOS.1780

Field and laboratory studies and mathematical modeling were used in order to assess the long-term mobilization of As from an uncontrolled tailings deposit, located next to the Pb-Ag old mine of Sierra Almagrera (Almería). Results indicated, in the case of mine wastes, high concentrations of As (200-460 mg/kg), Ba (32000-100000 mg/kg), Cd (5.8-35 mg/kg), Pb (1588-5428 mg/kg), Sb (66-270 mg/kg) and Zn (1520-3000 mg/kg), which exceed European soil quality standards. In relation to soils and sediments, were detected high concentrations of As (18-341 mg/kg), Ba (600-30000 mg/kg), Pb (83-3244 mg/kg), Sb (6.5-330 mg/kg) and Zn (135-2000 mg/kg).

The SWEEP model has been used to calculate the mobilization of mine waste particles by the action of the wind towards the surrounding soils and from specific events lasting 24 hours. The results obtained indicate a total loss of soil for a 1-day event of 1,481 kg / m², a loss by creep of 0.55 kg / m², a loss by suspension of 0.93 kg / m² and a loss of particles PM10 of 0.036 kg / m². All this would indicate a possible daily loss for the entire area occupied by waste of the order of 177.7 t.

Key words: arsenic; Sierra Almagrera, mine wastes; contaminated soils; SWEEP model

Introducción

La minería del plomo y de la plata, así como la del oro en zonas concretas, durante el periodo 1838-1991 ha provocado una importante afección ambiental en los suelos, sedimentos y las aguas subterráneas de la región comprendida entre la Sierra de Cartagena y el Cabo de Gata (Fig. 1). Dado que la práctica totalidad de los residuos generados lo fueron por empresas ya desaparecidas no se ha realizado ninguna labor de remediación, salvo en la Sierra de Cartagena, constituyendo tales depósitos focos permanentes de contaminación. En esos casos la legislación de suelos contaminados indica que la responsabilidad puede recaer en el dueño de los terrenos y al final en el Estado.

Uno de los contaminantes más abundantes es el Arsénico (As), metaloide de conocidas propiedades tóxicas y carcinogénicas

(Henke 2009; Craw and Bowell 2015; Mitchell 2014; Bori et al. 2016), considerándose por la Organización Mundial de la Salud (WHO) como una de las 10 sustancias químicas de mayor interés para la salud (WHO 2011) y apareciendo en el primer lugar de las sustancias prioritarias de la *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR 2014).

En relación con la minería del SE Peninsular, los enriquecimientos en As alrededor de las antiguas explotaciones mineras se asocian, principalmente, a la existencia de grandes depósitos de residuos, que, generados en épocas de escasa regulación ambiental, han provocado distintos episodios de contaminación. Entre ellos destacan la contaminación de los sedimentos de la bahía de Portman en Murcia y los suelos contaminados en la zona minera de La Unión, alcanzándose valores medios de As de 1708 y 3627-5421 mg/kg, respectivamente (Martínez-Sánchez et al. 2008; García-Lo-

renzo et al. 2012). También en zonas próximas a Sierra Almagrera, como Mazarrón y Herrerías se han detectado concentraciones de As en los suelos del orden de 58-680 y 4-110 mg/kg, respectivamente (Oyarzun et al. 2011; Navarro y Cardellach 2009). Así mismo, en las antiguas minas de mercurio próximas a Sierra Almagrera se han detectado concentraciones de As que alcanzan 1650 mg/kg, junto a elevadas concentraciones de Hg, Pb, Sb y Zn (Navarro et al. 2000; 2006; 2008; 2009). En ese sentido, la explotación de las mineralizaciones auríferas en Rodalquilar (Almería) han provocado la contaminación de suelos, sedimentos y aguas subterráneas en el Valle de Rodalquilar, a causa de la presencia de piritas arsenicales en la mineralización explotada. Todo ello ha conducido a la aparición de concentraciones de As de hasta 1410 mg/kg en los residuos mineros y de hasta 794 mg/kg en sedimentos (Navarro y Domènech 2010; Navarro y Martín 2015).

La presencia de altas concentraciones de As en suelos y aguas es frecuente como consecuencia de la explotación de mineralizaciones hidrotermales como las del SE Peninsular. Así en México en la zona de Taxco, Zimapán, Zacatecas y Guanajuato son muy conocidos los problemas de contaminación en suelos y aguas (Romero et al. 2007; Figueroa et al. 2010; Carrillo-Chávez et al. 2014). También en Perú, la explotación de yacimientos de Pb-Zn-Ag como los de Cerro Pasco ha generado problemas de contaminación a causa de la presencia de cantidades importantes de As en los lodos de flotación o "tailings" (Smuda et al. 2007; Dold et al. 2009). Así mismo, en California se ha evaluado la contaminación por As a partir de residuos mineros y en ambientes semi-áridos (Kim et al. 2012; 2014).

En climas áridos y/o semi-áridos como la zona estudiada, el abandono de residuos mineros de granulometría fina tal y como suelen ser los lodos de flotación, pueden conducir a un importante transporte de partículas debido a la acción del viento. La erosión eólica, el transporte y la deposición de partículas desde los focos de contaminación puede tener importantes efectos ambientales (contaminación de suelos, vegetación y de sedimentos en las proximidades de los focos) en esas regiones a causa del clima seco y la falta de vegetación (Kim et al. 2011; Kríbek et al. 2014; Stovern et al. 2016; Djebbi et al. 2017). El estudio de la movilización de los contaminantes particulados y de su dispersión bajo la acción del viento se ha llevado a cabo mediante modelos gaussianos más o menos sofisticados (NIOSH 2005) y el empleo de la Mecánica de Fluidos Computacional (CFD). En este último caso el empleo de códigos numéricos CFD permite simular en condiciones turbulentas las complejas condiciones del transporte de partículas y de su sedimentación a partir de un depósito de residuos, incorporando distintas condiciones ambientales y de contorno (Diego et al. 2009; Stovern et al. 2014; Silvester et al. 2009).

Los objetivos fundamentales de esta publicación se centran en evaluar la movilización del As en suelos y sedimentos a partir del antiguo depósito de lodos de flotación en El Arteal (Sierra Almagrera, Cuevas del Almanzora, Almería). Para ello se ha analizado la influencia de la dispersión mecánica a causa de la acción del viento mediante el modelo SWEEP (Jia et al. 2014).

Zona de estudio

Sierra Almagrera es una pequeña cadena montañosa costera de unos 12 km de longitud y apenas 3 km de anchura y que se ubica en el límite NE de la provincia de Almería (Fig. 1). Limita al norte con las estribaciones de la Sierra de los Pinos y del Aguilón, que constituyen su prolongación hacia Murcia, donde se convierten en la Sierra de la Carrasquilla y finalmente en Sierra Almenara. Sierra Almagrera limita al este con el mar Mediterráneo, desde donde ofrece un aspecto abrupto, a causa de la rápida elevación de sus relieves. Al oeste la sierra se encuentra con la rambla de Canalejas y del Arteal, afluentes del río Almanzora, quien constituye el límite natural entre Sierra Almagrera y Sierra de Almagro, la mayor elevación en la zona prelitoral. La actividad minera en el sector de Sierra Almagrera se ha centrado históricamente en la explotación de mineralizaciones hidrotermales de carácter filoniano, y de

carácter estratoligado en las minas vecinas de Herrerías. Se trata de un conjunto de mineralizaciones pertenecientes al arco metalogénico Cartagena-Cabo de Gata, y de carácter epitermal en su mayoría. Dicha explotación ha sido muy dilatada a lo largo de la historia, encontrándose entre las más antiguas de la Península Ibérica (Siret 1907; Cuadrado 1946; Navarro et al. 1994). En relación con la actividad minera romana y, posiblemente anterior, se encontraron numerosas huellas en Sierra Almagrera, al reiniciarse su explotación en el siglo XIX (Falces 1883, Navarro 2018).

La actividad extractiva no vuelve realmente a retomarse hasta 1838, cuando se descubre, de forma más o menos fortuita, el llamado filón del Jaroso, descubrimiento cuyas vicisitudes han sido ampliamente descritas (Falces 1883). Dicho filón, explotado inicialmente por las llamadas minas ricas (Carmen, Observación, Esperanza) llega a producir en el periodo 1839-43 unas 57500 t de galena argentífera, a partir de una estructura bandeada que alcanzaba hasta 12 m de potencia en algunos puntos. Tan elevada producción de un mineral que llegaba a contener varios kg de plata por tonelada, produjo un fenómeno singular de febril actividad minera, al que se asoció un proceso "especulativo" de alcance internacional (Sánchez Picón 1983). Con posterioridad y debido a problemas de desagüe de las minas la actividad extractiva queda casi totalmente paralizada en 1886 y más tarde en 1912. No obstante, una subida de los precios del plomo en 1920 y 1926 llevó a una cierta reactivación de la Sierra.

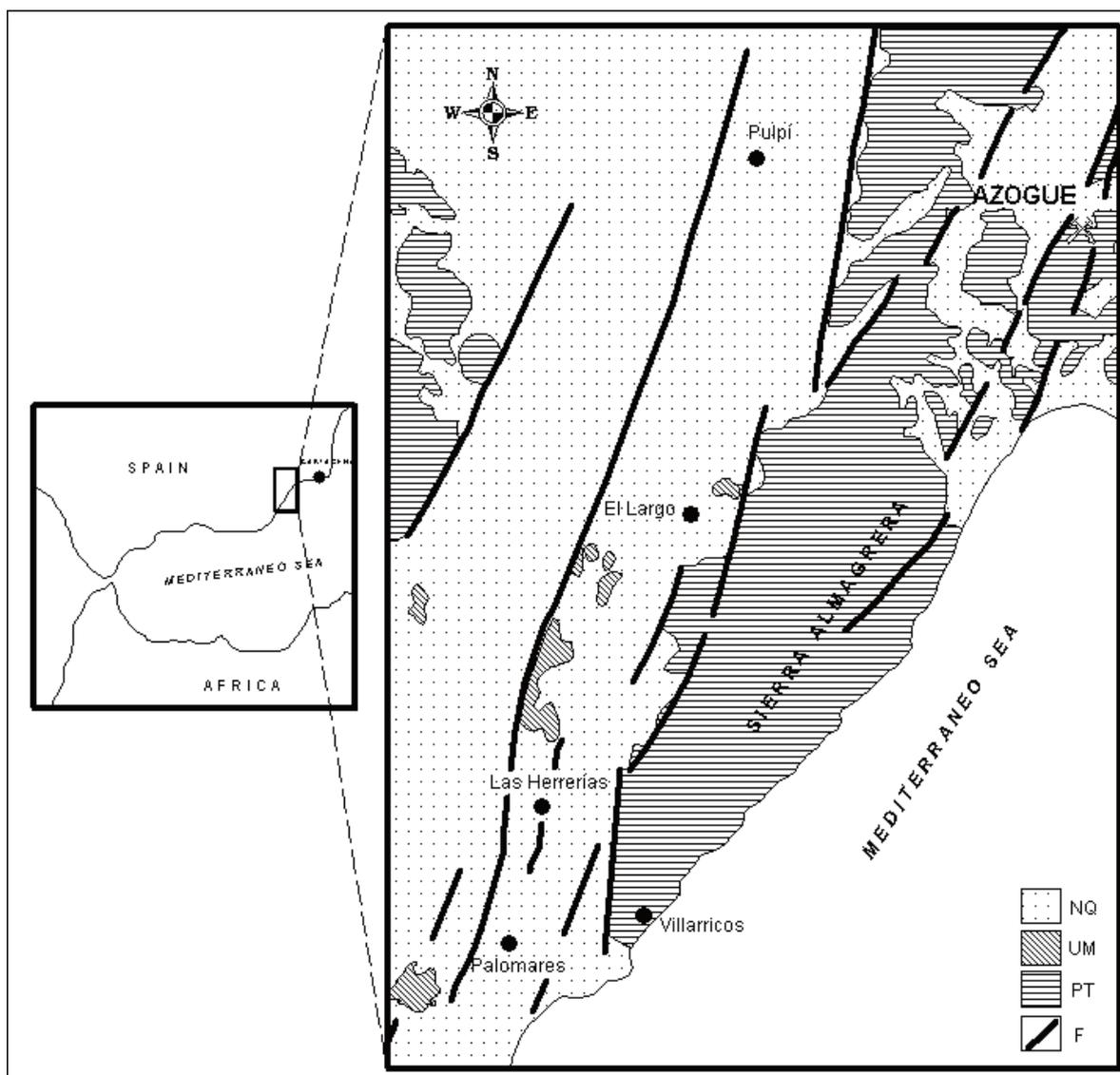
En 1945 Minas de Almagrera S.A. (MASA) retomó la explotación de las minas tras la Guerra Civil, emprendiendo una serie de importantes labores entre las que destacó la construcción de una galería general de transporte (socavón Santa Bárbara), finalizada en 1951 (INI 1952). Durante este periodo se construyó un lavadero de flotación con una capacidad media de 800 t/día, previniéndose una producción anual (nunca cumplida) de 12000 t de concentrados. El empobrecimiento de los filones en profundidad y la baja productividad de las labores, explican el cese de la explotación subterránea de las minas en 1958, trasladando la empresa MASA a buena parte del personal a sus explotaciones en la zona de Berja en la Sierra de Gádor. Con posterioridad y hasta 1991, diversas empresas privadas llevaron a cabo labores de recuperación de escombreras mediante un nuevo lavadero de flotación instalado en El Arteal, finalizando en dicho año la explotación minera de Sierra Almagrera (Navarro 2018).

Datos climatológicos, edafológicos e hidrológicos

Los datos climatológicos de la región donde se ubica Sierra Almagrera (cuenca baja del río Almanzora) indican un índice de humedad que confiere al suelo el carácter de muy seco. Por otro lado, el índice de Blair nos señala la existencia de una región mayoritariamente semiárida, mientras que el de Martonne indica que la cuenca baja del Almanzora es una zona asimilable a una estepa desértica. En la región donde se ubica Sierra Almagrera, nos encontramos con una zona de pluviometría muy escasa, donde la precipitación para el año medio únicamente llega a los 245 mm y en cuyo borde litoral existen estaciones que para el año medio no alcanzan los 200 mm, inferiores incluso a las registradas en el Cabo de Gata (Almería). Todas estas características, junto a la gran irregularidad interanual de la precipitación, hacen que el régimen hidrológico sea de un carácter "excepcional", muy condicionado por la topografía de la cuenca, por la distribución espacial y temporal de la precipitación y sometido a elevadas temperaturas durante gran parte del año.

De acuerdo con estos supuestos básicos se han realizado balances hídricos medios mensuales con los datos de las estaciones más representativas. Para ello se han empleado las precipitaciones y evapotranspiraciones medias mensuales de un periodo de 25 años, considerando en cada caso que la reserva útil de agua en el suelo estaba llena al inicio del periodo de balance. Los resultados obtenidos nos muestran unos valores de lluvia útil despreciables en la zona litoral, lo que indicaría que únicamente en periodos de alta intensidad de precipitación se genera escorrentía superficial y/o subterránea.

a)



b)

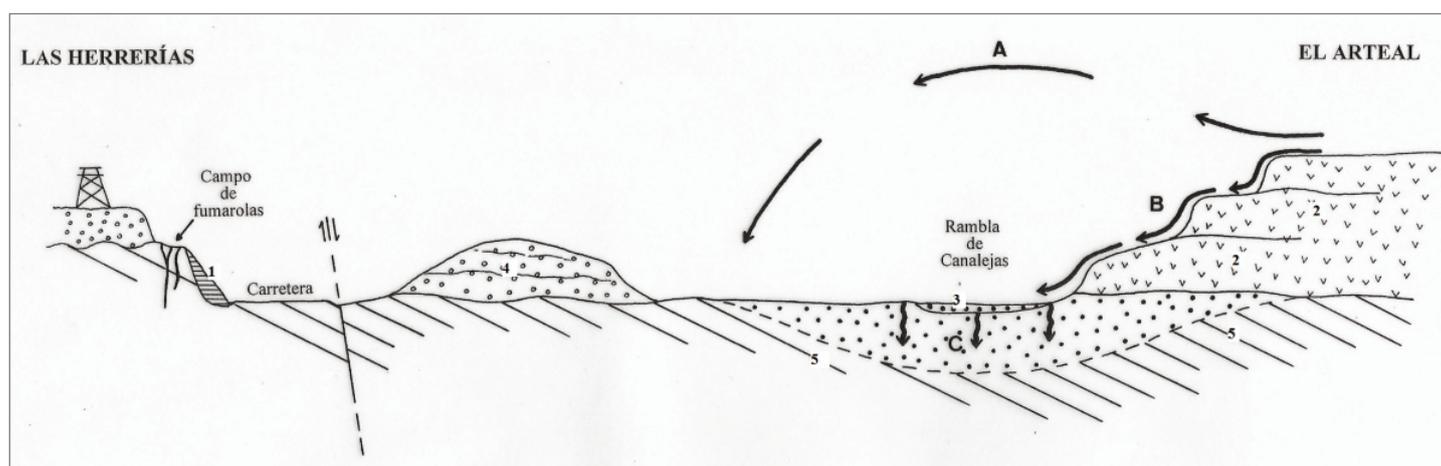


Figura 1. (a). Mapa geológico sintético de la zona de Sierra Almagrera. F: falla, UM: materiales volcánicos, NQ: calizas, calcarenitas, margas y conglomerados neógenos y depósitos aluviales cuaternarios, PT: materiales del zócalo metamórfico Nevado-Filábride y Alpujárride. **(b).** Perfil geológico entre Las Herrerías y El Arteal. A: movilización de partículas por la acción del viento, B: posible escorrentía superficial, C: posible infiltración en el acuífero de la rambla de Canalejas, 1: residuos mineros, 2: lodos de flotación de El Arteal, 3: suelos y aluvial cuaternario, 4: depósitos pliocuaternarios, 5: depósitos miocénicos messinienses

Figure 1. (a). Synthetic geological map of the Sierra Almagrera area. F: faults, UM: volcanic materials, NQ: limestones, calcarenites, marls and neogenic conglomerates and quaternary alluvial deposits, PT: metamorphic basement materials of Nevado-Filábride and Alpujárride complex. **(b).** Geological cross section between Las Herrerías and El Arteal. A: particle mobilization by wind, B: possible runoff, C: possible infiltration to Canalejas alluvial aquifer, 1: mining wastes, 2: El Arteal tailings, 3: soil and quaternary alluvial sediments, 4: Pliocene-quaternary deposits, 5: neogenic deposits (Messinian).

Desde el punto de vista edafológico los suelos desarrollados en las proximidades de Sierra Almagrera se caracterizan y presentan dos orígenes claramente diferenciados. Por un lado sobre los materiales del basamento paleozoico que constituyen Sierra Almagrera se caracterizan por la presencia de Litosoles, Regosoles litosólicos y Regosoles eútricos, que en todos los casos son suelos que presentan un perfil tipo A - C, sometidos a continuos y fuertes procesos erosivos condicionados por el carácter torrencial de las lluvias en el sudeste español, por las fuertes pendientes y sobre todo por la escasa cobertura vegetal como consecuencia de su antiguo uso agrícola, el sobrepastoreo y la fuerte deforestación producida por las actividades mineras. En cualquier caso estos suelos presentan una alta pedregosidad, tanto en superficie como en profundidad, una textura franco arenosa gruesa y, en la mayoría de los casos no están carbonatados, con valores de pH que oscilan entre 8.0 y 8.5. En los depósitos aluviales antiguos y/o cuaternarios indiferenciados existen Fluvisoles calcáricos en fase salina, ya que presentan unos valores de conductividad eléctrica del extracto de saturación que oscilan entre 2 y 16 dS m⁻¹. Estos suelos carecen prácticamente de pedregosidad, con una textura franca con tendencia a franco arenosa en la que la arena fina y el limo son las fracciones más abundantes con una velocidad de infiltración estimada que oscila entre 11 y 100 mm h⁻¹. El pH oscila entre 8.0 y 8.3 y permanece constante en profundidad.

Los principales acuíferos del área de Sierra Almagrera son el propio macizo metamórfico fracturado y el acuífero de la rambla de Canalejas, afluente del río Almanzora, y que de forma análoga al aluvial del río se desarrolla en amplias terrazas y está constituido litológicamente por arenas, gravas, limos y arcillas. Desde un punto de vista hidrogeológico, Sierra Almagrera se comporta como un medio poco permeable, aunque el conjunto de fracturas que afectan a los materiales metamórficos (esquistos y filitas) permiten el flujo de agua subterránea, que fue preciso controlar durante la vida activa de las minas. En algunos casos, las fracturas que existen en la Sierra y que constituyen, cuando están rellenas por sulfuros, los filones explotados, presentaban la existencia de los llamados "soplados". Dichos "soplados" eran oquedades relativamente grandes, abiertas dentro de la caja del filón, por donde encuentran fácil y abundante circulación las aguas que invaden todos los huecos de la formación rocosa.

En relación con los acuíferos aluviales de la Rambla de Canalejas y del río Almanzora, no se tienen muchos datos relativos a su geometría en esta zona y en la zona del delta, aunque en las cercanías de Cuevas del Almanzora el espesor medio del acuífero, proporcionado por sondeos de reconocimiento y el inventario de pozos realizado, puede estimarse en unos 35-40 m, con un espesor saturado en torno a los 7 m. El acuífero de la rambla de Canalejas, el del Valle Bajo y el deltaico están cerrados lateralmente por los depósitos terciarios de la depresión de Vera-Las Herrerías, excepto en el sector E, donde este cierre lo constituye el macizo metamórfico de Sierra Almagrera.

Desde el punto de vista hidrogeológico el acuífero del Valle Bajo del Almanzora y los acuíferos colaterales como la rambla de Canalejas, pueden definirse como acuíferos libres conectados hidráulicamente. Los acuíferos del Valle Bajo y Delta, con anterioridad a la construcción del embalse de Cuevas del Almanzora, percibían los aportes subterráneos del aluvial aguas arriba, así como la posible recarga de las avenidas. Tras la construcción de la barrera impermeable del embalse, se produce la desconexión hidráulica casi total de dichos acuíferos con el río, por lo que las principales entradas al acuífero del Almanzora proceden en la actualidad de la infiltración de la precipitación, retorno de riegos, pérdidas por filtraciones en la presa de Cuevas y principalmente por el aporte de acuíferos colaterales (rambla de Canalejas, Cirera, etc.). A estas entradas hemos de sumar la recarga inducida por los vertidos de aguas residuales de la depuradora de Cuevas del Almanzora, y el vertido de la salmuera procedente de una planta de ósmosis inversa ubicada en las cercanías de la presa de Cuevas del Almanzora. Las principales salidas del sistema se realizan por descarga directa al mar y por bombeos para regadío y otros usos.

Geología y Minería

Sierra Almagrera se sitúa en el seno de las Cordilleras Béticas, y está asociada a las llamadas Zonas Internas o Dominio de Alborán, constituidas mayoritariamente por rocas paleozoicas y mesozoicas afectadas por el metamorfismo. En sus bordes W y NW afloran los materiales sedimentarios de la depresión de Vera, que está conformada por una potente cuenca sedimentaria rellena por sedimentos neógenos y cuaternarios, que continúa por el Norte hasta entroncar con la cubeta sedimentaria de Pulpí (Fig. 1). En esta región también existen diversos afloramientos de rocas volcánicas, de edad Mioceno Superior, incluidas tanto entre las rocas del basamento bético, como entre las rocas sedimentarias que rellenan las cuencas (Barragán 1993).

El núcleo fundamental de Sierra Almagrera está constituido por el conjunto litológico inferior del dominio bético, llamado Complejo Nevado-Filábride (Booth-Rea et al. 2004). Sobre este complejo se sitúa el llamado Complejo Alpujárride, que aflora junto a Villaricos y en la Sierra de los Pinos y Sierra del Aguilón, que son la continuación natural de Sierra Almagrera hacia el Norte. Estos materiales son, fundamentalmente, esquistos negros y cuarcitas con potencias superiores a los , metavulcanitas intercaladas y mármoles micáceos negros situados en la parte más alta de la serie. Este conjunto metamórfico se asimila a la unidad Nevado-Filábride del Lomo de Bas o unidad Calar Alto. La edad atribuida al conjunto es Paleozoico, siendo los mármoles del Devónico Medio (Barragán 1993).

Los materiales del Complejo Alpujárride en esta zona están constituidos por filitas y esquistos grafitosos, presentando potencias mucho menores que los del Complejo Nevado-Filábride, subyacente. Discordantes sobre los anteriores se sitúan los materiales sedimentarios neógenos que rodean Sierra Almagrera. Sobre los depósitos sedimentarios miocenos se sitúan los depósitos aluviales cuaternarios, formados por bloques, cantos, gravas y arenas resultantes de la erosión de los relieves circundantes. Ocupan las ramblas y lechos de los ríos actuales y también pequeñas terrazas irregularmente distribuidas, asociadas al río Almanzora y a las ramblas que desembocan en él, como la Rambla de Canalejas (Navarro y Carulla 2018).

Los filones de Sierra Almagrera se caracterizan por presentarse en forma de estructuras orientadas en dirección N-S y NW-SE, y por haber mostrado espesores notables, fundamentalmente en el caso del filón del Jaroso, con potencias que en este caso eran del orden de 3-7m, aunque en ocasiones se encontraban ensanchamientos y bolsadas que alcanzaban los 12-14m. El conjunto de filones explotados fue de unos 50, aproximadamente, y mediante un gran número de concesiones, de forma que un solo filón era, habitualmente, explotado por diferentes empresas mineras. La mayor parte de los filones explotados eran estructuras bandeadas, que presentaban una serie de fajas paralelas a los hastiales del filón y constituidas por óxidos de hierro, barita, galena argentífera, siderita y galena "hojosa", poco argentífera. En general, en los filones las proporciones de los diferentes minerales era muy variable, ocupando la galena una pequeña parte del relleno filoniano, que en las últimas fases de la explotación alcanzaba un espesor medio de 2.5cm (INI, 1951). Cuando los filones alcanzaban una cierta profundidad (> bajo el nivel del mar), se estrechaban notablemente, reduciéndose el relleno filoniano a siderita y calcopirita como minerales dominantes (Navarro y Carulla 2018; Navarro 2018).

Los residuos mineros de la zona del Arteal (Figs. 1 y 2) situados sobre los depósitos aluviales de la rambla de Canalejas y junto a la principal galería de transporte de las minas, son el resultado de la flotación de antiguas escombreras por diversas empresas privadas, fundamentalmente en el periodo comprendido entre 1969 y 1991.

Materiales y Métodos

Para caracterizar esta zona minera abandonada se han llevado a cabo distintas campañas de muestreo de mineralizaciones, residuos, suelos y sedimentos. En el caso de las mineralizaciones se muestrearon los filones explotados, sobre todo a partir del material



Figura 2. Detalle de los lodos de flotación de El Arteal.
Figure 2. Detail of the flotation mine tailings from El Arteal.

abandonado junto a las minas de mayor importancia (Tabla 1). En el caso de residuos, suelos y sedimentos, se tomaron un total de 53 muestras, extraídas a 0.20 m de profundidad y que cubren la mayor parte de la zona de estudio (Tablas 2 a 4). Del conjunto de muestras sólidas 14 corresponden a residuos mineros (Fig. 3) y las otras 28 son suelos y sedimentos. En el caso de los sedimentos las muestras se tomaron en el centro del cauce de la Rambla de Canalejas, afluente del río Almanzora. También se ha realizado una granulometría para algunas muestras seleccionadas, mediante el empleo de una tamizadora RETSCH modelo AS200 y se ha calculado la porosidad de las muestras mediante el método de desplazamiento en probeta.

En los residuos mineros, suelos y sedimentos, tras su cuarteado, secado y molienda, se determinaron mediante activación neutrónica (INAA) los siguientes elementos: Au, Ag, As, Ba, Br, Ca, Co, Cr, Cs, Fe, Hf, Hg, Ir, Mo, Na, Ni, Rb, Sb, Sc, Se, Sn, Sr, Ta, Th, U, W, Zn, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb, Yb y Lu. Mediante digestión ácida y posterior espectrometría de emisión atómica con plasma acoplado por inducción (ICP-AES), se determinaron: Ag, Cd, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn, Al, Be, Bi, Ca, K, Mg, P, Sr, Ti, V, Y y S, realizándose las determinaciones en Actlabs (Ontario, Canadá).

También se ha realizado una granulometría para algunas muestras seleccionadas y se ha calculado la porosidad de las muestras mediante el método de desplazamiento en probeta, así como el pH para algunas muestras seleccionadas. El método de desplazamiento en probeta consiste en llenar una probeta con el medio poroso a analizar hasta un cierto volumen al que llamamos volumen aparente (V_{ap}) o volumen total (V_T) (Virto et al. 1991). A continuación se añade agua, mediante una probeta graduada, hasta que esta queda nivelada en la parte superior del medio poroso introducido anteriormente en la probeta. Al volumen de la mezcla de medio poroso y agua le llamamos V' y al volumen de agua introducido le llamamos V_{H_2O} . Para calcular el volumen vacío (V_v) se ha de calcular primero el volumen sólido ($V_{sólido}$). Las ecuaciones que se utilizan son las siguientes:

$$V_{sólido} = V' - V_{H_2O}$$

$$V_v = V_{ap} - V_{sólido}$$

Finalmente, sólo resta calcular la porosidad mediante la siguiente relación de volúmenes:

$$\varepsilon = V_v / V_{ap}$$

Para realizar la granulometría se ha usado una máquina cribadora para análisis (tamizadora) marca RETSCH modelo AS200 y para calcular la densidad aparente se ha empleado el método de

Bouger (Marañés et al. 1998). El análisis mineralógico se ha realizado mediante difracción de RX sobre polvo cristalino y agregados orientados en el Dpto. de Mineralogía de la Universidad de Granada y de Actlabs (Ontario, Canadá).

En la interpretación de los datos geoquímicos se han empleado técnicas de análisis multivariante. Dichas técnicas permiten evaluar grandes cantidades de datos hidroquímicos con el fin de determinar posibles anomalías, o bien de establecer relaciones causa-efecto, que en el caso de problemas de contaminación de aguas subterráneas, pueden ayudar a delimitar el efecto individual de varios focos de contaminación que actúan conjuntamente sobre el agua subterránea, e incluso ubicar espacialmente el origen de la contaminación (Navarro y Font 1993). Para el tratamiento estadístico multivariante se han prescindido de algunas variables poco significativas y otras redundantes, siguiéndose los criterios habituales en el análisis de anomalías de carácter geoquímico (Navarro y Font 1993); realizándose finalmente un análisis de componentes principales.

En el análisis de componentes principales se opera sobre las interrelaciones entre variables, trabajando en este caso a partir de una matriz de correlación. El primer paso consiste en construir una matriz simétrica a partir de la matriz de datos inicial:

$$R = X^T \cdot X \quad (1)$$

Donde R es la matriz resultante, X es la matriz inicial y X^T su traspuesta. A partir de la matriz de correlación o covarianza se obtienen los valores propios y vectores propios mediante diagonalización ortonormal. Dichos valores propios se calculan a partir de:

$$\det (I I - R) = 0 \quad (2)$$

Resultando los vectores propios de resolver:

$$(I I - R) \cdot X = 0 \quad (3)$$

La modelización del transporte de partículas se ha llevado a cabo mediante el modelo SWEEP (Single-event Wind Erosion Evaluation Program) que es un código numérico que simula los procesos de "creep", saltación y suspensión de partículas del suelo bajo una amplia variedad de condiciones ambientales (Feng y Sharratt 2009). Dicho programa fue realizado bajo la coordinación del USDA y se utiliza como modelo de referencia para estudiar la pérdida y deposición de partículas del suelo bajo la acción del viento. El modelo SWEEP calcula la movilización de partículas del suelo a partir de eventos puntuales de 24 horas de duración y ha sido empleado tanto para suelos agrícolas como para la erosión de depósitos de lodos mineros (Jia et al. 2014).

Tabla 1. Composición geoquímica de las mineralizaciones de plomo-plata de Sierra Almagrera. Datos en mg/kg, excepto Au (ppb) y Fe (%). Análisis realizados por Activación Neutrónica (INAA) e ICP en Ontario (Canadá).**Table 1.** Geochemical composition of the lead-silver mineralization of Sierra Almagrera. Data in mg/kg, except Au (ppb) and Fe (%). Analysis performed by Neutron Activation (INAA) and ICP in Ontario (Canada)

Muestra	Au	Ag	As	Ba	Bi	Cd	Cr	Cu	Hg	Fe	Mn	Ni	Pb	Se	Sb	Sr	V	Zn
Rocas volcánicas	14	<5	76	1700	<5	0.7	180	32	9	2.82	111	94	1512	<3	9.4	367	106	180
Mina Ánimas	<2	66.4	190	<50	288	34.7	<2	>10000	<1	15.7	7230	45	>5000	<3	>10000	35	10	10 500
Mina Observación	<2	624	4220	7220	19	6.8	181	718	<1	16.0	4010	287	>5000	<3	2210	136	50	2520
Mina Convenio de Vergara	43	63	8.5	484 000	3	<0.3	<5	11	<1	0.11	9	<1	1503	<3	188	2698	<2	64
Mina Carmen	827	195	<0.5	2000	667	303.3	75	64 391	27	15.7	7867	14	33 692	470	84 000	18	2	41 292
Mina Ramo de Flores	<2	105	28	210	<5	<0.5	<5	30	<1	13.7	3091	20	40191	<3	290	29	6	400
Mina Medio Mundo	<2	570	17	72 000	<5	1	<5	39	<1	30.7	12 029	11	31 086	<3	720	631	6	727
Concentrado de flotación	40	3100	4500	10 000	78	655.2	<14	12613	92	16.3	1644	241	32494	<10	6100	978	10	96 479

Tabla 2. Mineralogía de los residuos de El Arteal.**Table 2.** Mineralogy of El Arteal mine wastes

Minerales	Fórmula
Fases primarias	
Galena (<5%)	PbS
Barita	BaSO ₄
Cinabrio	HgS
Canfieldita	Ag ₃ SnS ₆
Gersdorsfita	NiAsS
Filosilicatos (24-49%)	
Cuarzo (48-60%)	SiO ₂
Calcita (6-12%)	CaCO ₃
Siderita (<5%)	FeCO ₃
Smithita	AgAsS ₂
Fases secundarias (baja solubilidad)	
Goethita	FeOOH
Hercinita	FeAl ₂ O ₄
Caolinita	Al ₄ (Si ₄ O ₁₀)(OH) ₈
Fases secundarias (baja solubilidad-sulfatos)	
Argentojarosita	Ag ₂ Fe ₆ (SO ₄) ₄ (OH) ₁₂
Yeso (2-3%)	Ca(SO ₄) · 2H ₂ O
Jarosita	KFe ₃ (SO ₄) ₂ (OH) ₆
Hidroniojarosita	(H ₃ O) ₃ Fe ₃ (SO ₄) ₂ (OH) ₆
Natroalunita	NaAl ₃ (SO ₄) ₂ (OH) ₆
Langita	Cu ₄ (SO ₄)(OH) ₆ · 2H ₂ O
Fases secundarias (media/alta-solubilidad sulfatos)	
Bonattita	Cu(SO ₄) · 3H ₂ O
Goldichita	KFe(SO ₄) ₂ · 4H ₂ O
Ferroxahidrita	FeSO ₄ · 6H ₂ O
Szomolnokita	FeSO ₄ · H ₂ O

Tabla 3. Minerales detectados en los suelos por difracción de rayos X.**Table 3.** Detected minerals in soils by DR-X.

Mineral	Fórmula
Anhidrita	CaSO ₄
Barita	BaSO ₄
Calcita	CaCO ₃
Celestina	SrSO ₄
Ferrihidrita	5Fe ²⁺ O ₃ · 9H ₂ O
Gibbsita	Al(OH) ₃
Goethita	α - Fe ³⁺ OOH
Hausmannita	Mn ²⁺ Mn ³⁺ O ₄
Hercinita	Fe ²⁺ CO ₃
Hidromagnesita	Mg ₅ (CO ₃) ₄ (OH) ₂ · 4H ₂ O
Hidronio jarosita	(H ₃ O) ²⁺ Fe ₆ ³⁺ (SO ₄) ₄ (OH) ₁₂
Jarosita	K ₂ Fe ₆ ³⁺ (SO ₄) ₄ (OH) ₁₂
Lepidocrocita	γ - Fe ³⁺ OOH
Natrojarosita	Na ₂ Fe ₆ ³⁺ (SO ₄) ₄ (OH) ₁₂
Siderita	Fe ²⁺ CO ₃
Tenorita	CuO
Yeso	CaSO ₄ · 2H ₂ O

Tabla 4. Composición química de los residuos (muestras T) suelos y sedimentos (muestras E) de la zona de El Arteal (Sierra Almagrera, Almería). Valores en mg/kg excepto Ba y Fe (%) y Au ($\mu\text{g kg}^{-1}$). SLN: suelo aluvial no contaminado, NH: Valor de intervención en las normas holandesas de suelos contaminados, ^a: nivel indicativo de elevada contaminación. NGR: nivel genérico de referencia en las normas andaluzas de suelos contaminados. NA: no analizado. Modificado de Navarro y Martínez (2010).

Table 4. Chemical composition of mine wastes (T samples), soils and sediments (samples E) from El Arteal area (Sierra Almagrera, Almería). Values in mg/kg except Ba and Fe (%) and Au ($\mu\text{g kg}^{-1}$). SLN: uncontaminated alluvial soil, NH: Value of intervention in the Dutch norms of contaminated soils, ^a: indicative level of high contamination. NGR: Reference levels in andalusian contaminated soils norms. NA: not analyzed. Modified by Navarro and Martínez (2010).

Muestras	Au	Ag	As	Ba	Cd	Cu	Hg	Fe	Pb	Se	Sb	Zn
T1	15	46	460	3.2	NA	NA	<1	15.4	NA	<5	270	2270
T2	10	25	260	6.3	NA	NA	<1	13.3	NA	<5	120	2460
T3	<5	27	270	8.5	NA	NA	<1	12.7	NA	<5	180	2550
T4	<5	33	330	4.6	NA	NA	2	12.4	NA	<5	200	2170
T5	<5	25	200	4.6	NA	NA	<1	10.4	NA	<5	130	1870
T6	<5	15	210	5.4	NA	NA	<1	11.8	NA	<5	120	1600
T7	<5	40	410	4.0	NA	NA	<1	12.5	NA	<5	270	1520
T8	<5	39	270	4.0	NA	NA	<1	11.7	NA	<5	260	2000
T9	<5	28	260	5.3	NA	NA	<1	13.1	NA	<5	110	2620
T10	<5	26	250	6.1	NA	NA	3	13.2	NA	<5	200	2280
T11	<2	8	230	5.3	35	21	<1	10.0	1622	<3	82	1790
T12	<2	9	220	10.0	12	22	3	12.0	1588	<3	66	3000
T13	<2	25	250	8.1	5.8	134	<1	13.1	5428	<3	200	2200
T14	<2	24.7	341	9.3	11.3	136	<1	11.8	4380	<3	176	2590
1	<5	<5	110	1.0	NA	NA	<1	6.52	NA	<5	92	444
2	<5	15	99	1.6	NA	NA	<1	6.11	NA	<5	92	600
3	<5	12	48	1.0	NA	NA	<1	5.69	NA	<5	40	375
4	<5	9	56	1.0	NA	NA	<1	5.57	NA	<5	61	572
5	<5	9	62	0.2	NA	NA	<1	4.79	NA	<5	48	220
6	6	40	340	2.5	NA	NA	<1	10.2	NA	<5	330	1180
7	26	13	123	1.2	2.1	65	1	5.77	3219	<3	98	560
8	12	12	117	1.2	2.1	64	<1	6.07	3161	<3	109	543
9	21	12	109	1.2	2	56	<1	6.24	2990	<3	104	523
10	9	12	146	1.2	0.9	44	<1	7.07	3244	<3	94.4	391
11	12	10	74	0.54	2.3	69	<1	5.05	2131	<3	76.7	623
12	19	11	63.4	0.59	2.1	66	<1	5.37	2085	<3	78.7	677
13	7	8	70.5	0.41	1.4	58	2	5.09	1642	<3	74.6	521
14	<2	<5	32.4	0.26	0.6	28	<1	4.13	599	<3	28.9	351
15	11	<5	38.9	0.25	0.8	32	<1	4.32	703	<3	29.7	283
16	12	<5	24	0.06	0.5	27	<1	4.37	166	<3	9.1	150
17	9	<5	25.4	0.07	0.06	27	<1	4.42	257	<3	13	140
18	12	<5	18	0.09	0.5	30	<1	4.01	152	<3	6.5	141
19	7	<5	19.9	0.08	0.5	27	<1	4.13	183	<3	8	135
20	2	8	49	1.8	3.4	30	<1	6.36	1156	<3	53	532
21	9	8	52	1.7	3.5	35	<1	6.99	1234	<3	61	513
22	4	6	41	1.3	2.6	28	<1	5.45	1029	<3	50	469
23	<2	<5	46	1.6	2.3	29	<1	5.41	1110	<3	37	584
24	<2	11	92	1.5	3.5	53	<1	5.43	2522	<3	71	648
25	8	15	92	0.44	1.8	60	<1	5.14	3168	<3	90	360
26	9	10	80	0.33	1.2	41	<1	5.15	2092	<3	60	220
27	6	5.9	57	0.38	2	52	<1	5.16	1504	<5	53.8	403
28	8	2.8	82	0.77	3	41	<1	7.63	916	<5	31	755
29	7	<0.5	49	0.07	<1	46	<1	7.85	97	<5	9.2	241
30	6	0.5	52	0.12	2	30	<1	7.02	363	<5	11.5	487
31	9	<0.5	24	0.12	<1	29	<1	4.74	182	<5	9.2	173
32	4	<0.5	19	0.07	<1	28	<1	4.2	83	<5	5.5	139
33	<2	2.1	32	0.26	1	28	<1	4.13	599	<5	28.9	229
34	12	0.7	24	0.06	<0.5	27	<1	4.37	166	<5	9.1	148
35	12	0.5	18	0.09	<0.5	30	<1	4.01	152	<5	6.5	170
E1	<5	23	210	3.0	NA	NA	<1	9.39	NA	<5	150	2000
E2	6	7	56	0.82	NA	NA	<1	5	NA	<5	46	678
E3	10	<5	68	0.65	NA	NA	<1	5.7	NA	<5	47	850
E4	<5	<5	32	0.23	NA	NA	<1	4.8	NA	<5	19	380
Media	7.3	12.9	126.5	2.1	3.7	45.2	—	7.4	1512.8	—	87.2	930.7
Mediana	6	9	74	1	2	32	—	5.7	1156	—	66	543
Min	2	0.5	18	0.06	0.06	21	<1	4.0	83	<3	5.5	135
Max	26	46	460	10	3.5	136	2.0	15.4	5428	<5	330	3000
SLN	<5	<5	12.2	0.024	<0.06	9	<1	3.59	12	<3	2.8	81
NH	—	15 ^a	55	0.0625	12	190	10	—	530	100 ^a	15	720
NGR	—	—	36	1.0	25	595	25	—	275	370	90	10 000

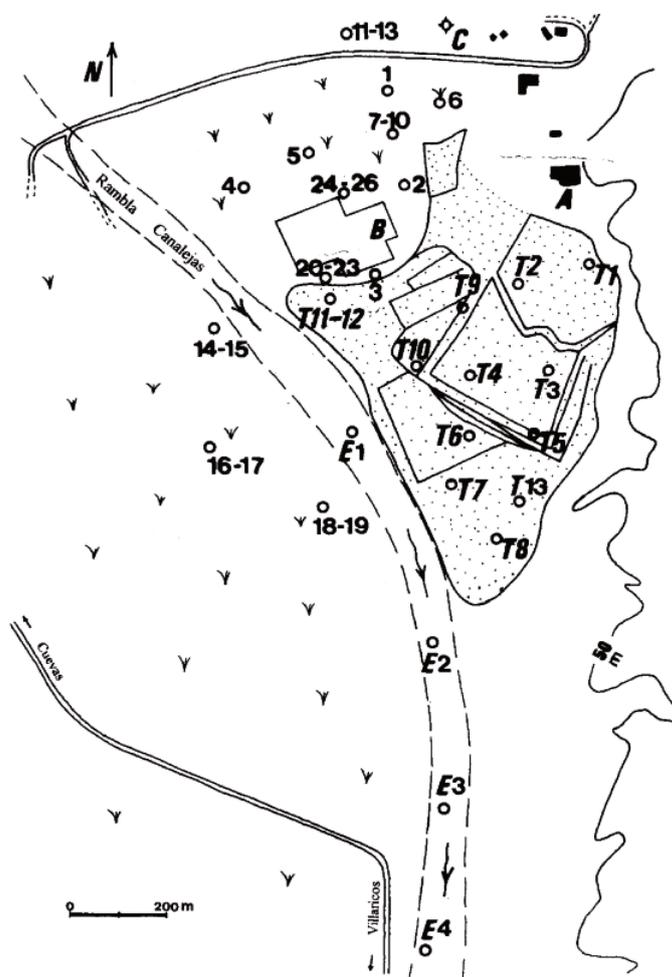


Figura 3. Puntos de muestreo de los residuos mineros suelos y sedimentos. Modificado de Navarro y Martínez (2010).

Figure 3. Sampling points of mine wastes, soils and sediments. Modified by Navarro and Martínez (2010).

Resultados

Mineralizaciones, residuos, suelos y sedimentos

Los análisis químicos de las mineralizaciones de Sierra Almagrera (Tabla 1) presentan unos contenidos muy elevados en Ag, Ba y Pb, mostrando las muestras obtenidas en escombreras y tomadas directamente en los filones, contenidos también elevados en Sb y Zn. Dichos datos son congruentes con los procedentes del análisis de los concentrados de flotación modernos (Tabla 1), aunque el contenido en Pb es bastante inferior al de los datos históricos. Resulta también destacable el alto contenido en Zn de las mineralizaciones y concentrados modernos, metal aparentemente no beneficiado durante la explotación del siglo XIX. También es remarkable la gran cantidad de As que presentan algunas muestras (4200 mg/kg en mina observación) así como el Sb, atribuible éste último a la presencia de bournonita, tetraedrita y a la elevada proporción de este metaloide en la galena.

Los análisis químicos de las muestras de residuos indican concentraciones muy elevadas de As (200-460 mg/kg), Ba (32000-100000 mg/kg), Cd (5.8-35 mg/kg), Pb (1588-5428 mg/kg), Sb (66-270 mg/kg) y Zn (1520-3000 mg/kg), que superan ampliamente las normativas andaluza y holandesa de calidad de suelos (Tabla 4). En el caso del As, todas las muestras superan las 55 mg/kg que es el valor máximo contemplado en la legislación holandesa de suelos contaminados y los 36 mg/kg de la norma andaluza para zonas de "otros usos". En relación con los suelos y sedimentos (Tabla 4) también se detectan concentraciones muy elevadas de As (18-341 mg/kg), Ba (600-30000 mg/kg), Pb (83-3244 mg/kg), Sb (6.5-330 mg/kg) y Zn (135-2000 mg/kg). En el caso del As, las concentraciones siguen siendo muy altas, superándose en buena parte de los

suelos y sedimentos el valor de 55 mg/kg que la legislación holandesa contempla como valor de intervención en un emplazamiento contaminado, así como para la norma andaluza (36 mg/kg) (Tabla 4).

La mineralogía de los filones epitermales señala la presencia mayoritaria de sulfuros (galena, calcopirita, pirita y esfalerita) así como de goethita (Fig.4), fase mineral detectada en los residuos y en los suelos. Su presencia se asocia en ocasiones a elevados contenidos en As (Navarro y Martín 2015).

Los análisis mineralógicos de los lodos de flotación por difracción de R-X (Tabla 2) muestran la presencia mayoritaria de cuarzo, filosilicatos, calcita, barita y galena, además de dos minerales con As como son gersdofita (NiAsS) y Smithita (AgAsS₂) y que en parte pueden explicar la elevada cantidad de As en los residuos mineros. En relación con los minerales secundarios destaca la presencia de yeso en cantidades que alcanzan el 2-3% así como de especies típicas asociadas a la meteorización de los sulfuros (Tabla 2). En cuanto al origen del As en los residuos, además de las especies detectadas en el estudio mineralógico (gersdofita y smithita) cabe señalar la presencia de arsenopirita en el seno de la pirita asociada a la mineralización primaria (Dyja 2014) y en los filones de cuarzo que se presentan abundantemente en toda la Sierra. De hecho, existen en algunas zonas concentraciones significativas de Au-As asociada a la arsenopirita (Navarro 2015).

En los suelos que rodean al depósito de residuos de El Ardeal también se detectan minerales muy abundantes en los residuos como son barita y calcita, además de especies típicas de la oxidación de los sulfuros como hidronio-jarosita, natrojarosita, jarosita, goethita y yeso (Tabla 3). En cuanto a la composición mineralógica de los suelos aluviales, los análisis por difracción de RX por el método de agregados orientados, indican la presencia de acantita, anglesita,

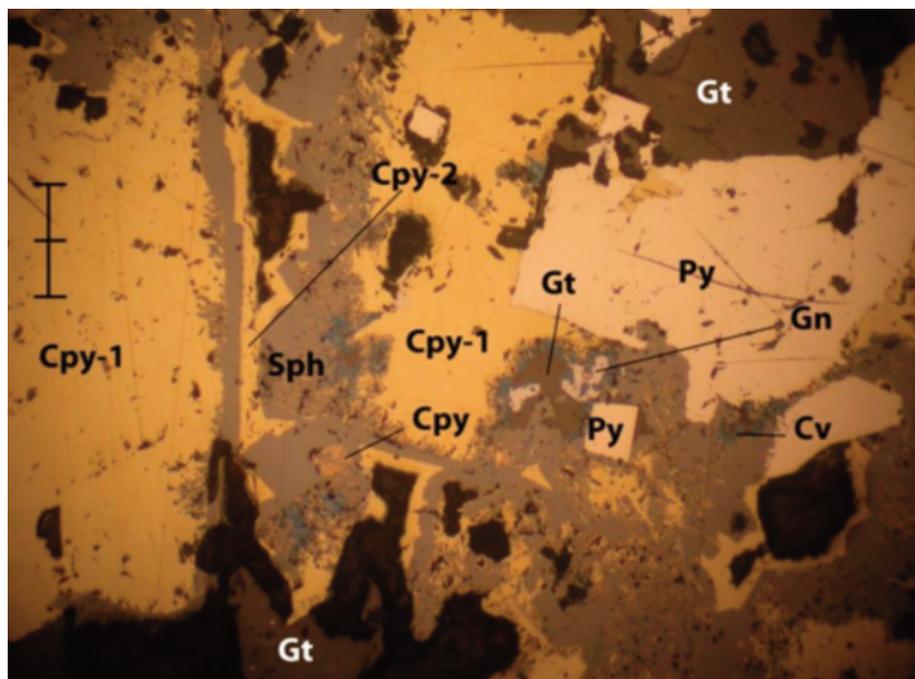


Figura 4. Fotografía de la mineralización y obtenida mediante microscopía. Gn: galena; Gt: goethita; Cpy: calcopirita; Py: pirita; Sph: esfalerita.
Figure 4. Photograph of the mineralization obtained by microscopy; Gn: Galena; Gt: goethite; Cpy: chalcopyrite; Py: pyrite; Sph: sphalerite.

apjonita, argentojarosita, azufre, bonatita, bornita, calcantita, calcocianita, cianocroita, dietrechita, guildita, halotrichita, hexahidrita, jamesonita, oropimente, pirargirita, polibasita, szimikita, tamarugita, tenorita, thenardita y zincosita (Navarro et al. 2004). El suelo aluvial no contaminado presenta una granulometría con predominio de la fracción arena con un contenido medio en limo y arcilla que no supera el 2.7 y 2.9 % respectivamente. Estos contenidos en limos y arcilla junto con la escasez de materia orgánica (0.25 %) explican que la capacidad de intercambio catiónico sea tan sólo de $0.9 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$. La naturaleza arenosa del medio proporcionó valores medios para la conductividad hidráulica de 4.64 m/d, mientras que la porosidad eficaz alcanzó valores de 0.29. El pH del material aluvial es de aproximadamente 9.19 y el contenido en carbonato cálcico equivalente es de 12.8%, indicando un cierto poder tamponador capaz de neutralizar la acidez del lixiviado generado por el residuo de flotación. Otros datos de interés son el valor relativamente bajo de conductividad eléctrica y el escaso contenido en N y P (0.5 y 0.008 % respectivamente).

Tratamiento estadístico multivariante

En el tratamiento multivariante de los datos geoquímicos se han utilizado 43 muestras representativas y 14 variables significativas que han sido las siguientes: Au, Ag, As, Ba, Cd, Cu, Hg, Fe, Pb, Se, Sb, Zn, Co y Cr. Los resultados obtenidos muestran una asociación característica de las antiguas variables con los nuevos componentes que permite distinguir entre posibles mecanismos geoquímicos causantes de la variabilidad detectada. Así, la matriz de componentes principales obtenida (Tabla 5) relaciona las antiguas variables con cuatro nuevos componentes que explican más del 79% de la varianza de la población. Tomando como significativos los coeficientes con valor superior a 0.3 (Tabla 5), los componentes principales son los siguientes:

- Componente 1: asociado directamente a Ag, As, Ba, Fe, Se y Sb.
- Componente 2: asociado directamente a Pb, Zn, Co y Cr.
- Componente 3: asociado directamente a Au, Cu e inversamente a Cr.
- Componente 4: asociado directamente a Cr e inversamente a Hg.

Los resultados obtenidos indican la asociación del As a dos de los componentes mineralógicos mayoritarios en los residuos y en los suelos como son barita y siderita. También se relaciona con Sb y Se, es decir, elementos que forman oxianiones sensibles a las condiciones redox y que por tanto condicionarían su movilidad en las fases solubles. La asociación del As con la Ag podría deberse a la presencia de Smithita (AgAsS_2) tal y como indicaba el estudio mineralógico. En cuanto a la asociación del As con el Fe podría deberse a la presencia de arsenopirita, tal y como demuestran otros estudios realizados (Dyja 2014).

Por otro lado, el componente 2 refleja la típica asociación Pb-Zn, frecuente en este tipo de mineralizaciones y asociada a la presencia de galena y esfalerita. El componente 3 se asocia a Au y Cu y podría explicar el origen del escaso Au presente en las muestras, mientras que el componente 4 parece relacionado con la presencia de Hg.

La representación gráfica de las muestras en función de los dos primeros componentes principales (Fig. 5) muestra una clara asociación entre las muestras de residuos (1 a 13), mientras que los suelos y sedimentos se distribuyen en distintos grupos. En este último caso, los distintos grupos reflejan contenidos cada vez más pequeños en Ag-As-Ba-Fe-Sb-Se, conforme las muestras se alejan del depósito de residuos. También queda evidenciada una diferenciación entre muestras ricas en Pb-Zn (parte positiva del eje 2) y pobres en Pb-Zn (parte negativa del eje 2) probablemente asociada a distintas épocas de flotación con rendimientos distintos.

Mapas de isocontenido

Para evaluar la distribución espacial de los contaminantes se han realizado diversos mapas de isocontenido que muestran la distribución espacial del As, Sb y Fe alrededor de las masas de residuos de flotación (Fig. 6). Para ello se ha empleado el programa SURFER y como técnica de interpolación el "kriging", dado que suaviza las isóneas y permite una visión más realista de la contaminación.

En el caso del As (Fig. 6A) los valores más altos ($>200 \text{ mg/kg}$) se sitúan en la zona de vertido de los residuos mineros. También se observa una clara dispersión orientada en un posible eje NE-SW y que coincide con la dirección de los vientos predominantes en esta zona.

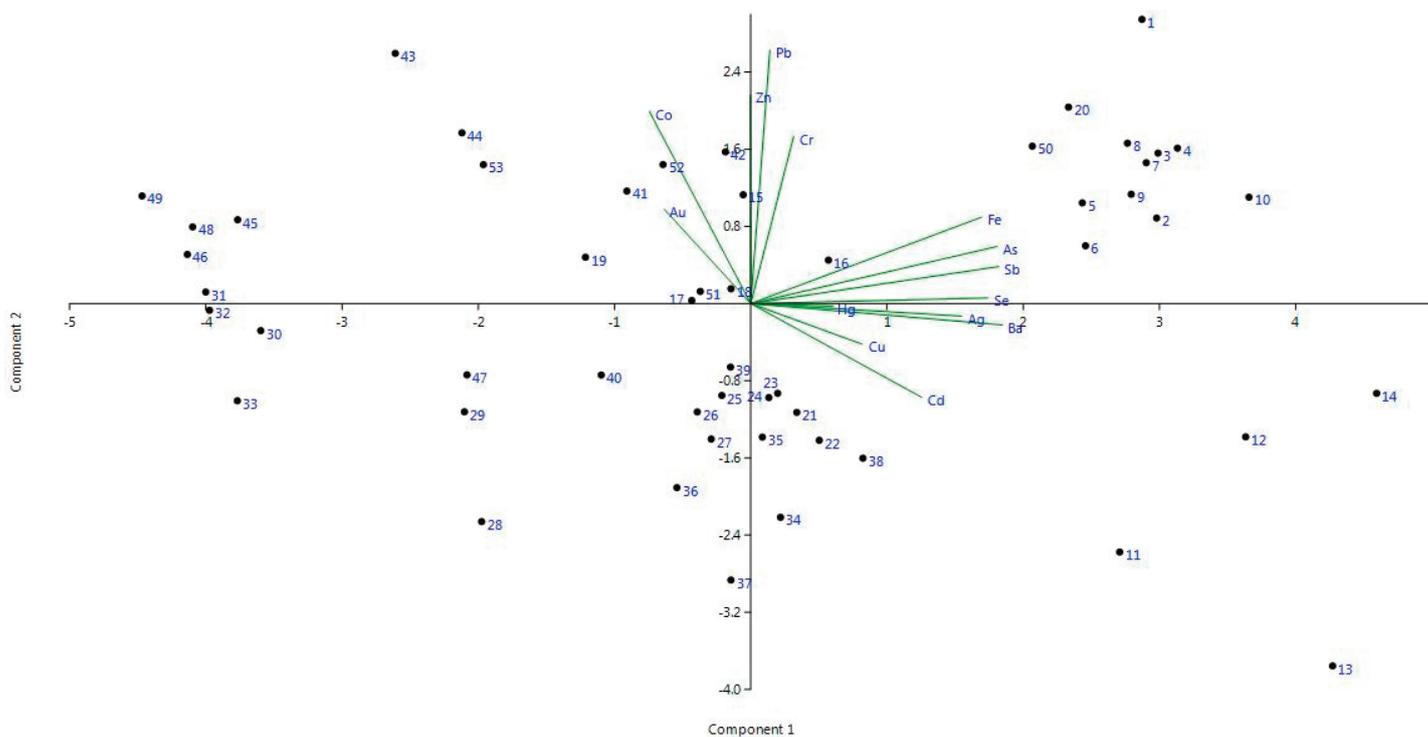


Figura 5. Diagrama de las muestras en función de los componentes principales 1 y 2.
Figure 5. Diagram of the samples according to the components 1 and 2.

Tabla 5. Matriz de componentes principales.
Table 5. Principal components matrix.

	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4
Au	-0.13556	0.20876	0.57677	-0.053987
Ag	0.33008	-0.027716	0.28233	-0.028336
As	0.38529	0.12611	0.094781	0.003835
Ba	0.39414	-0.047282	-0.030579	-0.036606
Cd	0.26732	-0.20709	-0.1845	0.12479
Cu	0.17469	-0.090038	0.36802	0.4788
Hg	0.1287	-0.005753	-0.15493	-0.64192
Fe	0.36171	0.19109	-0.088542	-0.013597
Pb	0.029903	0.56054	-0.23119	0.093941
Se	0.37148	0.012349	0.2248	0.02136
Sb	0.38847	0.081898	-0.045297	-0.054734
Zn	-0.000707	0.46068	0.19755	-0.3994
Co	-0.15875	0.42463	0.20185	0.18101
Cr	0.067081	0.36929	-0.43656	0.36509

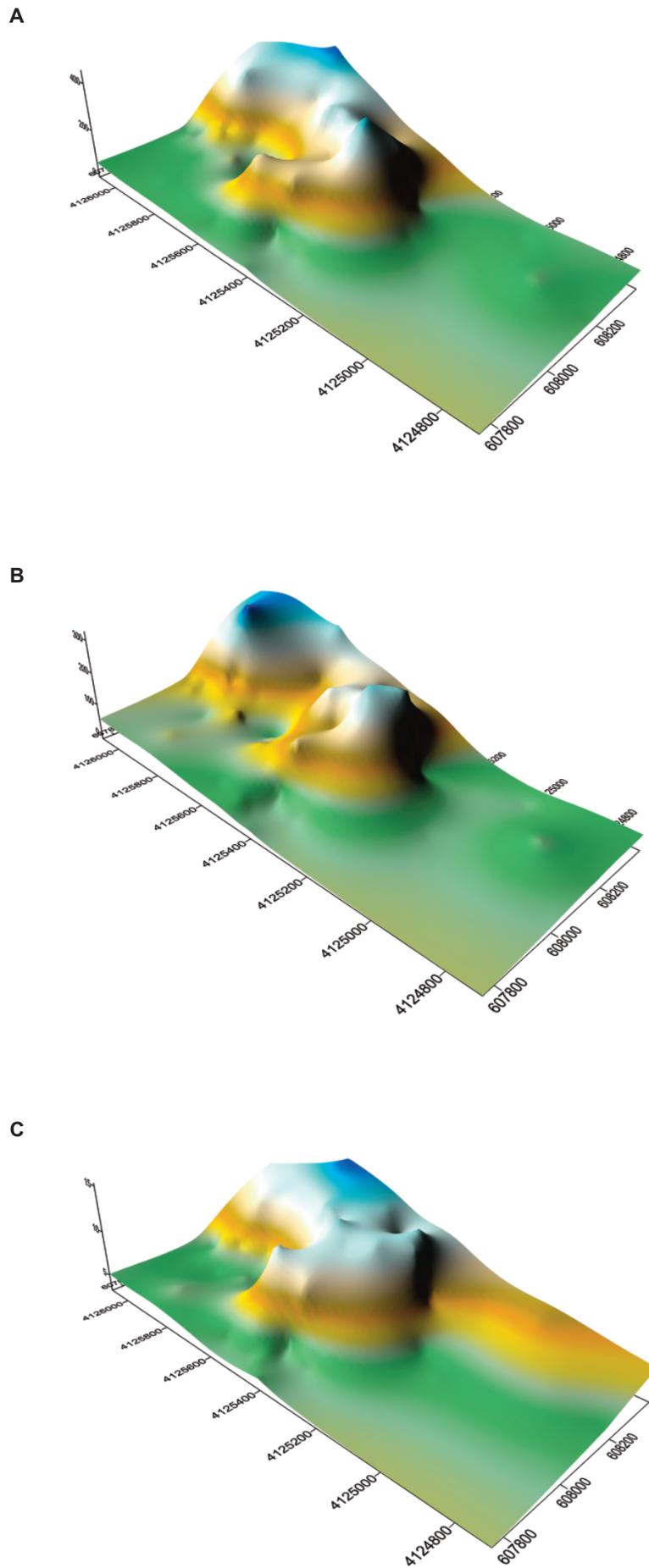


Figura 6. Mapas de isocontenido del As (A), Sb (B) y Fe (C). Valores en mg/kg.
Figure 6. Isocontent maps of As (A), Sb (B) and Fe (C). Values in mg/kg.

Para el caso del Sb y Fe (Figs. 6B y 6C) la distribución de las concentraciones sigue un patrón muy similar, apareciendo con claridad los dos factores fundamentales que parecen controlar la dispersión de los contaminantes. Dichos factores son la ubicación de la zona de acumulación de los residuos y la acción del viento como agente erosivo y de transporte.

Modelización mediante el código SWEEP

El empleo del código SWEEP permite calcular el umbral de la velocidad de fricción a partir del cual es posible el transporte de partículas mediante el cálculo de la variación de la velocidad del viento en relación con un contorno rugoso como es el suelo y también la llamada rugosidad aerodinámica. Los cálculos se realizan para eventos diarios y mediante el uso de una serie de parámetros de los lodos mineros que aparecen a continuación:

- Densidad aparente: 1.3 g/cm³
- Fracción arena (0.05-2.0 mm): 0.232
- Fracción limo (0.002-0.05 mm): 0.682
- Fracción arcilla (<0.002 mm): 0.088
- Humedad superficial (mg/mg): 0.11
- Dirección dominante del viento: NE-SW
- Temperatura media del aire: 18 °C
- Velocidad media del viento: 20 km/h
- Velocidad máxima del viento: 5.55 m/s

Los datos meteorológicos medios empleados proceden de una serie de 12 años y los valores de velocidad del viento usados en la modelización son los valores medios del mes de abril, que es el que presenta unas condiciones más desfavorables y, por tanto, más propicias para la movilización de las partículas de lodo de flotación.

Los resultados obtenidos indican una pérdida total de suelo para un evento de 1 día de 1.481 kg/m² (Fig. 7A), una pérdida por "creep" de 0.55 kg/m² (Fig. 7B), una pérdida por suspensión de 0.93 kg/m² (Fig. 7C) y una pérdida de partículas PM10 de 0.036 kg/m² (Fig. 7D). Todo ello nos indicaría una posible pérdida diaria para toda la zona ocupada por los residuos del orden de 177.7 t, lo que da idea de la incidencia de la acción eólica sobre la movilización de los residuos. Además, si estas condiciones se repitieran durante 30 días al año la pérdida de material alcanzaría las 5331.6 t, habiéndose movilizado desde el abandono de las instalaciones (1991) una masa de 149248 t.

Conclusiones

Los resultados de los análisis químicos de las muestras de residuos de flotación del antiguo depósito de El Arteal (Sierra Almagrera, Almería) muestran concentraciones muy elevadas de As (200-460 mg/kg), Ba (32000-100000 mg/kg), Cd (5.8-35 mg/kg), Pb (1588-5428 mg/kg), Sb (66-270 mg/kg) y Zn (1520-3000 mg/kg), que superan ampliamente normativas europeas de calidad de suelos. En el caso del As, todas las muestras superan las 55 mg/kg que es el valor máximo contemplado en la legislación holandesa de suelos contaminados.

En relación con los suelos y sedimentos también se detectan concentraciones muy elevadas de As (18-341 mg/kg), Ba (600-30000 mg/kg), Pb (83-3244 mg/kg), Sb (6.5-330 mg/kg) y Zn (135-2000 mg/kg). En el caso del As, las concentraciones siguen siendo muy altas, superándose en buena parte de los suelos y sedimentos el valor de 55 mg/kg que la legislación holandesa contempla como valor de intervención en un emplazamiento contaminado y los 36 mg/kg de la legislación andaluza.

En cuanto al origen del As en los residuos mineros, además de las especies detectadas en el estudio mineralógico (gersdofita y smithita) cabe señalar la presencia de arsenopirita en el seno de la pirita asociada a la mineralización primaria (Dyja 2014) y en los filones de cuarzo que se presentan abundantemente en toda la Sierra.

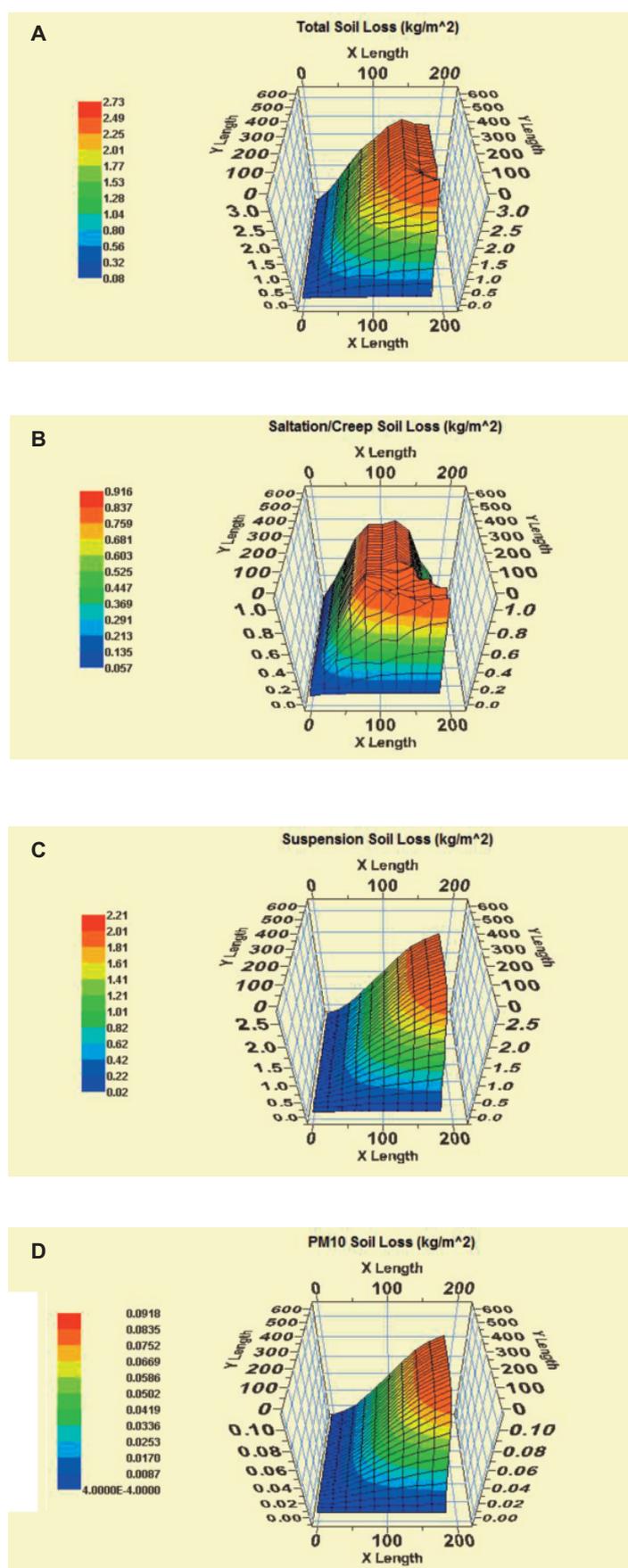


Figura 7. Resultados del modelo Sweep. **A:** pérdida total de partículas de residuo minero, **B:** pérdida por saltación de partículas de residuo minero, **C:** pérdidas de partículas de residuo minero por suspensión, **D:** pérdidas de partículas PM-10 de residuo minero.

Figure 7. Results of the Sweep model. **A:** total loss of particles of mine wastes, **B:** loss by creep of particles of mine wastes, **C:** losses of particles of mine wastes by suspension, **D:** losses of PM-10 particles of mine wastes.

Los resultados obtenidos en el análisis multivariante de los datos geoquímicos indican la posible asociación del As con Ag, Ba y Fe. También se relaciona con Sb y Se, es decir, elementos que forman oxianiones sensibles a las condiciones redox y que por tanto condicionarían su movilidad en las fases solubles. La asociación del As con la Ag podría deberse a la presencia de Smithita (AgAsS_2) tal y como indicaba el estudio mineralógico. En cuanto a la asociación del As con el Fe podría deberse a la presencia de goethita rica en arsénico y también de arsenopirita, tal y como demuestran otros estudios realizados.

La modelización del transporte de partículas de lodo minero mediante el código SWEEP, indica una pérdida total de suelo para un evento de 1 día de 1.481 kg/m^2 , una pérdida por "creep" de 0.55 kg/m^2 , una pérdida por suspensión de 0.93 kg/m^2 y una pérdida de partículas PM10 de 0.036 kg/m^2 . Todo ello nos indicaría una posible pérdida al año de material que alcanzaría las 5331.6 t, habiéndose podido movilizar desde el abandono de las instalaciones (1991) una masa de 149248 t.

Esta situación de progresiva degradación ambiental debería ser abordada por los entes públicos (Estado Central, Junta de Andalucía) estableciéndose un programa de remediación que contemplara, al menos, la estabilización del depósito de residuos y la posible inmovilización de los contaminantes a fin de que la acción del viento y de la escorrentía superficial no sigan movilizando gran cantidad de contaminantes.

Referencias

- ATSDR 2014. *The Priority List of Hazardous Substances that will be the Subject of Toxicological Profiles*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Division of Toxicology and Human Health Sciences. Atlanta, Estados Unidos.
- Barragán, G. 1993. El encuadre geológico del término municipal de Cuevas del Almanzora. En: García, L., Martínez, R. (eds.), *Recursos naturales y Medio Ambiente de Cuevas del Almanzora*, pp. 131-149. IEA, Almería, España.
- Bori, J., Vallès, B., Navarro, A., Riva, M.C. 2016. Geochemistry and environmental threats of soils surrounding an abandoned mercury mine. *Environmental Science Pollution Research* 23: 12941-12953.
- Booth-Rea, G., Azañón, J.M., Azor, A., García-Dueñas, V. 2004. Influence of strike-slip fault segmentation on drainage evolution and topography. A case study: the Palomares Fault Zone (southeastern Betics, Spain). *Journal of Structural Geology* 26: 1615-1632.
- Carrillo-Chávez, A., Salas-Megchún, E., Levresse, G., Muñoz-Torres, C., Pérez-Arvizu, O., Gerke, T. 2014. Geochemistry and mineralogy of mine-waste material from a "skarn-type" deposit in central Mexico: Modeling geochemical controls of metals in the surface environment. *Journal of Geochemical Exploration* 144: 28-36.
- Craw, D., Bowell, R.J. 2015. The characterization of Arsenic in Mine Waste. En: Bowell, R.J., Alpers, C.N., Jamieson, H.E., Nordstrom, D.K., Majzlan, J. (eds.), *Arsenic, Environmental Geochemistry, Mineralogy and Microbiology*, pp. 473-501. Reviews in Mineralogy and Geochemistry 79, Chantilly, Virginia, Estados Unidos.
- Cuadrado, J. 1946. Almizaraque, la más antigua explotación de plata de España. En: *Crónica del II Congreso Aqueológico del Sudeste español. Boletín arqueológico del sudeste español. n.º 4-7*: 168-185.
- Diego, I., Pelegry, A., Torno, S., Toraño, J., Menendez, M. 2009. Simultaneous CFD evaluation of wind flow and dust emission in open storage piles. *Applied Mathematical Modelling* 33: 3197-3207.
- Djebbi, C., Chaabani, F., Font, O., Queralt, I., Querol, X. 2017. Atmospheric dust deposition on soils around an abandoned fluorite mine (Hamman Zriba, NE Tunisia). *Environmental Research* 158: 153-166.
- Dold, B., Wade, C., Fontboté, L.I. 2009. Water management for acid mine drainage control at the polymetallic Zn-Pb-(Ag-Bi-Cu) deposit Cerro de Pasco, Peru. *Journal of Geochemical Exploration* 100: 133-141.
- Dyja, V. 2014. *Interaction entre fluides de différents réservoirs lors de l'évolution d'un prisme orogénique en contexte de déformation partitionnée: les Cordillères bétiques internes (Espagne)*. Implications sur le transfert de métaux dans la croûte. Thèse, Université de Lorraine, Nancy, Francia. Disponible en: <http://www.theses.fr/2014LORR0029>. [Consultado 14 Feb 2019].
- Falces, A. 1883. *Memoria historial y descriptiva de Sierra Almagrera*. El Minero de Almagrera. Revista General de Minería. Órgano Oficial del Sindicato de Desagüe de Sierra Almagrera. Impr. S. Campoy. Cuevas del Almanzora. Almería
- Feng, G., Sharratt, B. 2009. Evaluation of the SWEEP Model during High Winds on the Columbia Plateau. *Earth Surface Processes and Landforms* 34: 1461-1468.
- Figueroa, F., Castro-Larragoitia, J., Aragón, A., García-Meza, J.V. 2010. Grass cover density and metal speciation in profiles of a tailings-pile from a mining zones in Zacatecas, North-Central Mexico. *Environmental Earth Sciences* 60: 395-407.
- García-Lorenzo, M.L., Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M.J., Molina-Ruiz, J. 2012. Trace elements contamination in an abandoned mining site in a semiarid zone. *Journal of Geochemical Exploration* 113: 23-35.
- Henke, K.R. 2009. *Arsenic Environmental Chemistry, Health Threats and Waste Treatment*. Wiley, Chichester, West Sussex, Reino Unido.
- INI 1952. Minas de Almagrera S.A. *Revista de Información del Instituto Nacional de Industria*. Año VI, N.º 1, pp. 1-11.
- Jia, Q., Al-Ansari, N., Knutsson, S. 2014. Modeling of Wind erosion of the Aitik Tailings Dam Using SWEEP Model. *Engineering* 6: 355-364.
- Kim, C.S., Wilson, K.M., Rytuba, J.J. 2011. Particle-size dependence on metal(loid) distributions in mine wastes: Implications for water contamination and human exposure. *Applied Geochemistry* 26: 484-495.
- Kim, C.S., Stack, D.H., Rytuba, J.J. 2012. Fluvial transport and surface enrichment of arsenic in semi-arid mining regions: examples from the Mojave Desert, California. *Journal of Environmental Monitoring* 14:1798-1813.
- Kim, C.S., Anthony, T.L., Goldstein, D., Rytuba, J.J. 2014. Windborne transport and surface enrichment of arsenic in semi-arid mining regions: Examples from the Mojave Desert, California. *Aeolian Research* 14: 85-96.
- Kribek, B., Majer, V., Pasava, J., Karmona, F., Mapani, B., Keder, J., Ettlere, V. 2014. Contamination of soils with dust fallout from the tailings dam at the Rosh Pinah area, Namibia: Regional assessment, dust dispersion modeling and environmental consequences. *Journal of Geochemical Exploration* 144: 391-408.
- Marañés, A., Sánchez, J., De Haro, S., Sánchez, S., Del Moral, F. 1998. *Análisis de suelos. Metodología e interpretación*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Almería. Almería, España.
- Martínez-Sánchez, M.J., Navarro, M.C., Pérez-Sirvent, C., Marimón, J., Vidal, J., García-Lorenzo, M.L., Bech, J. 2008. Assessment of the mobility of metals in a mining-impacted coastal area (Spain, Western Mediterranean). *Journal of Geochemical Exploration* 96: 171-182.
- Mitchell, V.L. 2014. Health Risks Associated with Chronic Exposures to Arsenic in the Environment. En: Bowell, R.J., Alpers, C.N., Jamieson, H.E., Nordstrom, D.K., Majzlan, J. (eds.), *Arsenic, Environmental Geochemistry, Mineralogy and Microbiology*, pp. 435-445. Reviews in Mineralogy and Geochemistry 79, Chantilly, Virginia, Estados Unidos.
- Navarro, A. 2015. *Minas de oro de Sierra Almagrera: datos históricos y características de las mineralizaciones*. Conferencia Minería Sureste Peninsular. Cuevas del Almanzora, Almería. https://www.researchgate.net/publication/281067198_MINAS_DE_ORO_DE_SIERRA_ALMAGRERA_DATOS_HISTORICOS_Y_CARACTERISTICAS_DE_LAS_MINERALIZACIONES.
- Navarro, A. 2018. Posible aprovechamiento geotérmico del drenaje minero en Sierra Almagrera (Almería). *Re Metallica* 30: 89-102.
- Navarro, A., Cardellach, E. 2009. Mobilization of Ag, heavy metals and Eu from the waste deposit of Las Herrerías mine (Almería, SE, Spain). *Environmental Geology* 56: 1389-1401.
- Navarro, A., Carulla, N. 2018. Evaluation of Geothermal Potential in the Vicinity of the Flooded Sierra Almagrera Mines (Almería, SE Spain). *Mine Water and the Environment* 37 (1): 137-150.
- Navarro, A., Doménech, L.M. 2010. Arsenic and metal mobility from Au mine tailings in Rodalquilar (Almería, SE Spain)". *Environmental Earth Sciences* 60: 121-138.
- Navarro, A., Font, X. 1993. Discriminating different sources of groundwater contamination caused by industrial wastes in the Besós River Basin, Barcelona. *Applied Geochemistry* Supp. Issue 2: 277-279.
- Navarro, A., Martín, A. 2015. Evaluación de la movilización del As procedente de los residuos mineros abandonados de una zona semiárida (Rodalquilar, Almería). *Ecosistemas* 24(2): 76-89.

- Navarro, A., Martínez, F. 2010. Evaluation of Metal Attenuation from Mine Tailings in SE Spain (Sierra Almagrera): A Soil-Leaching Column Study. *Mine Water Environment* 29: 53-67.
- Navarro, A., Viladevall, M., Font, X., Rodríguez, P. 1994. Las mineralizaciones auríferas de Sierra Almagrera (Almería). Estudio geoquímico y modelos de yacimientos. *Boletín Geológico y Minero* 105-1: 85-101.
- 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., Collado, D., Carbonell, M., 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.
- Navarro, A., Biester, H., Mendoza, J.L., Cardellach, E. 2006. Mercury speciation and mobilization in contaminated soils of the Valle del Azogue Hg mine (SE, Spain). *Environmental Geology* 49: 1089-1101.
- Navarro, A., Cardellach, E., Mendoza, J.L., Corbella, M., Domènech, L.M. 2008. Metal mobilization from base-metal smelting slag dumps in Sierra Almagrera (Almería, Spain). *Applied Geochemistry* 23: 895-913.
- Navarro, A., Cardellach, E., Corbella, M. 2009. Mercury mobility in mine waste from Hg-mining areas in Almería, Andalusia (SE, Spain). *Journal of Geochemical Exploration* 101: 236-246.
- NIOSH 2005. *Significant Dust Dispersion Models for Mining Operations*. IC Information Circulat/2005, Pittsburgh, Estados Unidos.
- Oyarzun, R., Lillo, J., López-García, J.A., Esbrí, J.M., Llanos, W., Higuera, P. 2011. The Mazarrón Pb-(Ag)-Zn mining district (SE Spain) as a source of heavy metal contamination in a semiarid realm: Geochemical data from mine wastes, soils, and stream sediments. *Journal of Geochemical Exploration* 109: 113-124.
- Romero, F.M., Armienta, M.A., 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.
- Sánchez Picón, A. 1983. *La Minería del Levante Almeriense: 1838-1930. Especulación, Industrialización y Colonización Económica*. Editorial Cajal, Almería, España. 308 pp. ISBN 10: 848521949X.
- Silvester, S.A., Lowndes, L.S., Hargreaves, D.M. 2009. A computational study of particulate emissions from an open pit quarry under neutral atmospheric conditions. *Atmospheric Environment* 43: 6415-6424.
- Siret, L. 1907. *Villaricos y Herrerías. Antigüedades púnicas, romanas, visigóticas y árabes. Memoria descriptiva e histórica*. Establecimiento Tipográfico de Jaime Ratés, Madrid, España.
- Stovern, M., Felix, O., Csavina, J., Rine, K.P., MacKenzie, R.R., Jones, R.M., King, M., Betterton, E.A., Sáez, A.E. 2014. Simulation of windblown dust transport from a mine tailings impoundment using a computational fluid dynamics model. *Aeolian Research* 14:75-83.
- Stovern, M., Guzmán, H., Rine, K.P., Felix, O., King, M., Ela, W.P., Betterton, E.A., Sáez, A.E. 2016. Windblown Dust Deposition Forecasting and Spread of Contamination around Mine Tailings. *Atmosphere* 7: 1-20.
- Smuda, J., Dold, B., Friese, K., Morgenstern, W., Glaesser, W. 2007. Mineralogical and geochemical study of element mobility at the sulfide-rich Excelsior waste rock dump from the polymetallic Zn-Pb-(Ag-Bi-Cu) deposit, Cerro de Pasco, Peru. *Journal of Geochemical Exploration* 92: 97-111.
- Virto, L., Navarro, A., Codina, E., Pascual, A., Bergadá, J.M. 1991. *Prácticas de Laboratorio*. Dep. Mecánica de Fluidos. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, España.
- WHO 2011. *Guidelines for Drinking-water Quality*. World Health Organization. Geneva, Switzerland.