

Tesis doctoral

CARACTERIZACIÓN HIDROGEOLÓGICA DE LA SIERRA DE CARTAGENA-LA UNIÓN (SE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA). IMPACTO DE LA MINERÍA ABANDONADA SOBRE EL MEDIO HÍDRICO



Virginia María Robles Arenas

Barcelona, Marzo 2007





UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE CATALUÑA

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS DE BARCELONA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA DEL TERRENO, CARTOGRÁFICA Y GEOFÍSICA

TESIS DOCTORAL

CARACTERIZACIÓN HIDROGEOLÓGICA DE LA SIERRA DE
CARTAGENA-LA UNIÓN (SE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA).
IMPACTO DE LA MINERÍA ABANDONADA SOBRE EL MEDIO HÍDRICO

Presentada por,

VIRGINIA MARÍA ROBLES ARENAS

Dirigida por,

LUCILA CANDELA LLEDÓ

BARCELONA, MARZO 2007

Dra. Lucila Candela Lledó, Profesora Titular de Geología de la Universidad Politécnica de Cataluña,

AUTORIZO a Virginia Maria Robles Arenas, licenciada en Geología, a presentar el estudio recogido en esta memoria que lleva por título "Caracterización hidrogeológica de la Sierra de Cartagena-La Unión (SE de la Península Ibérica). Impacto de la minería abandonada sobre el medio hídrico", realizado bajo mi dirección como Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Geológicas.

Y para que así conste a los efectos oportunos, doy mi conformidad para la presentación de esta tesis.

Dra. Lucila Candela Lledó

Esta Tesis se ha desarrollado dentro de tres proyectos de investigación, dos financiados por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología, y el tercero por la Fundación Séneca de la Región de Murcia:

- Estudio integrado de la calidad del agua en zonas de abandono minero. Evaluación de los efectos sobre el medio hídrico superficial y subterráneo y de las posibles acciones para su atenuación (CGL 2004-05963-C04/HID)

- Procesos de transferencia de metales pesados al medio hídrico desde antiguas zonas de minería Pb-Zn en el ámbito mediterráneo (PPQ 2001-2100-C04)

- Evaluación del riesgo ambiental de los depósitos de residuos mineros de la Sierra de Cartagena (PB/44/FS/2002)

Virginia María Robles Arenas ha disfrutado de una beca predoctoral de Formación de Personal Investigador del antiguo Ministerio de Ciencia y Tecnología (BES 2002-1769)

“En la Ciencia el hecho queda,
pero la teoría se renueva”

Cajal

Agradecimientos

Este es el momento de dar las gracias, de nuevo a quien tantas veces se las he dado, y a quien de veras se las merece y pocas veces han leído un GRACIAS tan sinceramente escrito. Se merece mi más sincero agradecimiento toda la gente que me ha apoyado, por su constancia incesante, y su compañía silenciosa.

Doy las gracias a todas las circunstancias que me han arrastrado hasta aquí, a los terremotos de mi tierra y a las maravillas de la mineralogía que me hicieron estudiar geología, a mi pasión por la paleontología, que me llevó a conocer de cerca al curioso y extravagante “hombre de Orce”, y que sin querer me hizo encontrar en el camino a “los catalanes” que me animaron a llegar a estos lares.

Gracias a toda la gente que me ha acompañado durante mi vida universitaria, incluyendo profesores y alumnos, en la Universidad de Granada, en el CIHS, FU-Berlín, UPCT y UPC. Gracias a todos aquellos que he encontrado por el camino, a quienes resolvieron mis dudas, a quienes me han ayudado a dar traspés, y a los que me han animado a reincorporarme, porque entre todos me han permitido llegar hasta aquí.

No quiero dar nombres, para no cometer el error inconsciente de olvidar a nadie, porque todo el que haya querido leer estos párrafos, y me conozca, se habrá encontrado identificado en alguna o algunas de estas palabras. Pero no puedo escribir unos agradecimientos sin engrandecer el mérito que han tenido mis padres, José Joaquín y María Teresa, por ayudarme para llegar hasta aquí y por su apoyo incondicional. A mi hermana y a José, mi compañero de sueños, de utopías y realidades, gracias por vuestra paciencia infinita. Gracias por ayudarme a ser quien soy, lo que he conseguido es por y para vosotros.

Gracias a mi directora de tesis por ilustrarme y guiarme en el camino para llegar a ser doctora. Gracias a Nieves Lantada por todos los ratos que le hemos dedicado al ArcView, a Nacho Manteca y Cristóbal García por las horas empleadas en entender esta zona que tanto han vivido, y a Roberto Rodríguez por su dedicación inagotable. Gracias a todos los compañeros de los proyectos de investigación en los que he participado por los conocimientos y amistad compartidos.

Y finalmente.... ¡¡¡¡Que sí voy a dar nombres!!!! ¡¡Va por vosotros!!: Alberto (2), Alex, Ana, Annick, Blanca, Caler, Cati, Claudia, Daniel, Daniela, Desi, Enric, Esteban, Ester, Fran, Héctor, Iban, Ignasi, Javi, Joaquín, Jordi (2), José Ángel, José Luis, Juan, Kantha, Kelly, Klaus, Laura, Lucía, Lluís (2), Lurdes, Marcel, Margarida, Montse, Myriam, Oihane, Pep, Raquel, Roser, Wolf...os echaré de menos.

RESUMEN

En esta tesis se define el modelo de funcionamiento hidrogeológico del acuífero de la Sierra de Cartagena-La Unión (SE Península Ibérica). Geográficamente se encuentra en los términos municipales de Cartagena y La Unión, y geológicamente forma parte de las Zonas Internas de la Cordillera Bética. Está constituida por la superposición de tres mantos complejos de material metamórfico, y contenía una de las mayores acumulaciones Pb-Zn de la Península Ibérica. Debido a la presencia de estos yacimientos minerales ha sido distrito minero desde hace más de 2500 años. Durante este periodo se han excavado 12 cortas mineras, unos 3000 pozos, kilómetros de galerías, y generado 2.351 acumulaciones de residuos minero-metalúrgicos. La actividad extractiva cesó en 1991 debido a la presión económica, social y ambiental. En la actualidad, el área de estudio en su mayor parte es una zona minera abandonada, que constituye un gran riesgo ambiental tanto para la propia Sierra como para su área de influencia, donde se incluyen zonas de interés ambiental nacional e internacional.

Para poder establecer el modelo hidrogeológico del área de estudio ha sido necesaria la realización de un importante trabajo de campo, de gabinete y de laboratorio, entre los que destacan varias campañas de campo, en las que se completó el inventario de puntos de agua, se realizó la medida del nivel piezométrico y se generaron nuevos datos físico-químicos e isotópicos del agua. Se recogieron muestras de residuos mineros, eflorescencias salinas y sedimentos, se muestrearon diversos eventos lluviosos, y se ha evaluado la deposición atmosférica total anual. Conjuntamente se realizó una profunda revisión de la información bibliográfica disponible, que ha permitido evaluar la evolución temporal de las características físico-químicas de algunos sectores del área de estudio dado que estos datos proceden de estudios muy locales.

El acuífero fracturado Sierra de Cartagena-La Unión es muy heterogéneo. Está constituido por material metamórfico y detrítico, principalmente esquistos, cuarcitas, filitas, y material carbonatado, altamente fracturado por la acción tectónica y las actividades mineras. El espesor varía entre 400-800 m. Los límites del acuífero no se pueden definir con precisión, ya que se extiende bajo el mar Mediterráneo por el Sur y constituye el basamento de la cuenca del Campo de Cartagena por el Norte. De acuerdo a los datos piezométricos e hidroquímicos, el acuífero se encuentra compartimentado en cuatro bloques hidrogeológicos delimitados por fallas del sistema N-130. La principal dirección de flujo es prácticamente paralela al sistema de fallas N-130; debido al flujo preferente a lo largo de fallas de este sistema y de galería mineras. Las galerías mineras mayoritariamente siguen esta dirección, ya que el emplazamiento de la mineralización explotada por minería subterránea se encuentra asociada a fallas de este sistema. La superficie piezométrica reproduce aproximadamente la superficie topográfica, describe una forma de domo bajo la alineación que describen las cortas mineras, indicativo de la zona donde se produce preferencialmente la recarga del acuífero. La infiltración del agua de lluvia está favorecida en esta zona por la alta fracturación de origen antrópico del terreno. La misma tendencia piezométrica se observa en piezometrías realizados con datos históricos.

No se dispone de suficiente información que permita establecer con gran fiabilidad el balance hídrico. La recarga procede esencialmente de la infiltración del agua de lluvia, y se ha estimado mediante dos métodos para el periodo comprendido entre los meses de Octubre de 2003 y de 2004. El primero consiste en aplicar factores de infiltración a las distintas zonas potenciales de recarga calculadas con un GIS, el resultado fue de 4.8 hm³. La segunda estimación se realizó calculando el balance de ion cloruro en el agua de precipitación y en el acuífero y se obtuvo que la recarga oscilaría entre 0.8-8.7 hm³. Las salidas de la unidad están constituidas por; evaporación a partir de lámina de agua libre, surgencias, salidas al mar y bombeos. Se estima que las salidas del acuífero pueden variar entre 0.75-1.6 hm³/año. Aunque no se dispone de datos del descenso producido por los bombeos en las cortas, hay que considerar que al menos durante los últimos treinta años no se han producido grandes variaciones del nivel piezométrico, por lo que se estima que el volumen de salida del acuífero debe ser próximo al volumen de entrada.

El agua muestreada en el acuífero Sierra de Cartagena-La Unión muestra un amplio rango de variación de los parámetros físico-químicos determinados debido a la gran heterogeneidad del medio. Las actividades mineras han favorecido la oxidación de la mineralización de sulfuros "in situ" y en las acumulaciones de residuos mineros al exponerla a condiciones atmosféricas, con la consecuente generación de acidez por la oxidación de minerales como la pirita.

Las surgencias no ácidas y ácidas, se generan como consecuencia de un flujo rápido en el acuífero. Se puede producir o no interacción de este agua con la mineralización y con los restos de las actividades mineras. En el caso de las surgencias ácidas el agua circula mayoritariamente a través de las galerías mineras, enriqueciéndose en sulfato, metales y adquiriendo un pH ácido. Las muestras de las cortas mineras corresponden a una mezcla de agua de escorrentía, precipitación y subterránea. Las muestras procedentes de los pozos mineros son las que presentan un mayor periodo de residencia, su facies hidroquímica es sulfatada-magnésica para un 18 % de las muestras, sulfatada-(magnésico cálcica) para el 15 %, sulfatada-(cálcico magnésica) para otro 15 %, un 8 % a clorurada-sódica, y el resto a una combinación de componentes mayoritarios. La concentración de ion sulfato oscila entre 55-40300 mg/L, la conductividad eléctrica entre 1000-21700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el contenido de metales alcanza concentraciones máximas de 4090 mg/L de Zn, 1260 mg/L de Fe y 436 mg/L de Mn. El pH varía de 1.9-7.8, sólo el 21% de las muestras de pozos presentan pH <5.5, por la presencia de material carbonatado en el acuífero. Los valores de concentración de sulfato alcanzados por el agua de mina (lagos, surgencias ácidas, escorrentía y pozos), son debidos a la oxidación de la mineralización expuesta, así como por la disolución de eflorescencias salinas, y a la movilización en suspensión de ocre y material procedente de las acumulaciones de residuos.

La variación espacial de la composición química del agua muestreada en los pozos mineros indica que en la vertiente N la concentración de ion sulfato y cloruro tiende a disminuir conforme aumenta la distancia a la zona de cortas, por efecto de dilución. En la vertiente Sur la concentración de ion sulfato tiende a disminuir del mismo modo, pero la de cloruro presenta un comportamiento irregular al estar afectada por diversos vertidos que contenían agua de mar. La evolución temporal de la concentración de ambos iones indica una tendencia a la disminución de la concentración de sulfato con el tiempo y al aumento en ion cloruro en la vertiente Sur. Esta disminución en la concentración en el ion sulfato es debida al efecto de dilución y a que la tasa de generación de sulfato se ha limitado. La principal y última gran fuente de sulfatos se encontraba en la zona de cortas, pues fue el sector del área de estudio en el que la minería estuvo activa en el último periodo minero, y en consecuencia, donde se favoreció la oxidación de la mineralización "in situ" en el periodo más reciente. En la actualidad parte de la mineralización se sitúa en la zona saturada, con la consecuente minimización de la oxidación de la mineralización de sulfuros en condiciones de saturación. Esta oxidación todavía se está produciendo en la zona de variación del nivel freático, en la zona no saturada del acuífero y en las acumulaciones de residuos. Se ha confirmado que el sulfato es mejor indicador que el pH y la concentración de metales para reconocer las modificaciones inducidas antrópicamente en zonas mineras de sulfuros metálicos.

El riesgo ambiental ligado a la generación de lixiviados de las acumulaciones de residuos se ha evaluado mediante el test de lixiviación DIN 38414-S4. Los resultados han mostrado que la movilidad de metales depende principalmente del pH original del residuo, ya que las concentraciones mas elevadas se han encontrado en lixiviados de residuos con pH ácido. Al repetir el ensayo varias veces con cada residuo se observa que la conductividad eléctrica y la concentración de metales disminuyen con la repetición del ensayo, mientras que el pH tiende a aumentar. La magnitud del impacto ambiental se ha observado en la elevada concentración de metales en suelos y sedimentos de las zonas próximas a la zona minera. Estos metales tienen varios orígenes: el primero está relacionado con el vertido incontrolado de residuos al cauce de las ramblas (prohibido en 1956) y el segundo se debe a la erosión de las acumulaciones de residuos minero-metalúrgicos carentes de cualquier tipo de protección. Estos resultados evidencian que los procesos que dan lugar a la movilización de contaminantes siguen activos, ya que las fuentes no se han extinguido ni se ha evitado la erosión de las acumulaciones de residuos mineros.

ABSTRACT

The conceptual model and hydrogeochemical study of the Sierra de Cartagena–La Unión aquifer is presented here. Sierra de Cartagena–La Unión is located in the SE of the Iberian Peninsula and belongs to the Internal Zones of the Betic Cordillera. Throughout 2,500 years mining activities were developed, ending in 1991. During this period 12 open-pits, 3,000 mining wells and kilometres of mining galleries were excavated, leading to the generation of 2,351 waste deposits. The conceptual model of the aquifer is not very much known, as hydrologic data are scarce and disperse over time. For these reasons, it is necessary to characterise this derelict mining site under a semiarid climate to identify the potential risks to the environment.

An exhaustive literature research has been carried out, together with several field campaigns. Hydrochemical and isotopic data were obtained, and a quantification of total atmospheric deposition (wet and dry) was carried out for a hydrologic year. Sediment, mining waste and salt efflorescent samples were collected.

The fractured aquifer Sierra de Cartagena-La Unión is very heterogeneous. It is composed by three complex metamorphic nappes and detritic materials, mainly schist, quartzite, phyllite and carbonate material, highly fractured by tectonic movements and mining excavations. The aquifer thickness ranges between 400-800 m. The aquifer boundaries are not known with accuracy. The water table map shows an aquifer divided in several hydrogeological blocks, defined by N-130 faults. However, a dome-shape flow pattern along the topographic surface slope in each block is observed. This pattern may indicate the location of the main recharge area, as infiltration is promoted by mining-induced high fracturing in open-pits zone. General flow directions appear to be mainly controlled by the N-130 strike, as faults of this system compartmentalise the aquifer and the location of the mineralization extracted by underground mines are related to this fault system, and consequently mining galleries follow this trend. Similar flow pattern shapes are observed at different time periods.

The information available is not adequate enough to establish with precision the aquifer water balance. The recharge is produced by rainwater infiltration. The recharge was estimated by two methods for the period October 2003-2004, chloride ion balance in rain and groundwater (0.8-8.7 hm³) and by quantifying potential recharge zones with a GIS, and assigning infiltration rates to the different zones (4.4 hm³). The aquifer outflows are evaporation, springs, acid mine drainages, groundwater flow to Mediterranean Sea and pumps. Total volume can range between 0.7-1.6 hm³/yr. In the last thirty years, significant changes in the water level have not been observed, showing that aquifer inflows and outflows had remained approximately constant over time.

The water sampled at Sierra de Cartagena-La Unión shows a wide range of hydrogeochemical characteristics due to the great heterogeneity of the geologic media and the physiochemical reactions promoted by mining activities, such as the oxidation of the "in situ" mineralization.

In the aquifer, two types of flow dependent on residence time can be observed. A fast flow is presented in springs and acid mine drainages. La Fuente spring water does not show interaction with neither "in situ" mineralization nor mining wastes, on the other hand acid mine drainages constitute flow through mining galleries, where mineralization oxidation is produced. Samples taken from mining wells represent water with a higher residence time in the aquifer, as demonstrated by isotopic data. Samples from open pit-lakes represent a mix of groundwater, runoff and rainwater.

Samples from mining wells are classified according to their major component. Sulphate-magnesium represents 18 % of 105 sampled wells, sulphate-(magnesium calcium) represents 15 %, sulphate-(calcium magnesium) 15 %, and 8 % are chloride-sodium. Sulphate concentration ranges between 55-40300 mg/L and electric conductivity between 1000-21700 μ S/cm, metals contents reach values of 4090 mg/L Zn,

1260 mg/L Fe and 436 mg/L Mn. pH varies from 1.9 to 7.8. 21% of samples show pH <5.5, due to the existence of carbonate material in the aquifer. The elevated concentration of sulphate in mine water samples (open-pit lakes, runoff, acid mine drainages and mining wells), are a consequence of mining oxidation, dissolution of efflorescent salts sulphate and the mobilisation of ochres from acid mine drainages and fine particles from waste accumulations. It has been observed that sulphate is a more accurate indicator of induced mining modifications than heavy metals and acid pH, because it is less affected by changes in the media conditions.

Sulphate concentration decreases from the groundwater divide to the furthest zone of the main mining area. The temporal evolution of groundwater shows a trend of sulphate concentration decreasing throughout the whole aquifer due to the dilution effect and the decrease of the mineralization oxidation rate. Chloride concentration shows the same behaviour as sulphate on the Northern slope, however on the Southern slope it is modified by several wastes dumps mixed with seawater.

Runoff water dissolves the sulphate efflorescent salts which are generated on the lands surface and mining wastes during dry periods, and mobilised suspended materials from mining waste accumulations, giving place to the erosion of waste accumulations and transportation of eco-toxic elements to the ecosystems. To evaluate the leakage generated by mining waste a leaching test was done, the results show that metals content depends on the waste pH, and when the test is repeated in a same waste, the electric conductivity and metal concentration decrease, while pH increases with each repetition.

Soil and sediment samples show elevated metal concentrations. These metals have two origins, the first one is related to the uncontrolled dumping of mining wastes done on the creeks until 1956, and the second is produced by the erosion of waste accumulations. The results demonstrate that contamination sources and transport mechanisms still are active.

RESUM

A aquesta tesi es defineix el model conceptual de l'aqüífer de la "Sierra de Cartagena-La Unión" (SE Península Ibèrica). Geogràficament es troba als termes municipals de Cartagena i La Unión; geològicament aquesta serra forma part de les Zones Internes de la Cordillera Bètica. Està constituïda per la superposició de tres mantells complexos de material metamòrfic, i conté una de les majors acumulacions Pb-Zn de la Península Ibèrica. A causa de la presència d'aquests jaciments minerals, la zona ha estat districte miner des de fa més de 2500 anys, s'han excavat 12 "cortas mineras", 3.000 pous miners i kilometres de galeries, a més s'han generat 2351 dipòsits de residus. L'activitat extractiva va finalitzar l'any 1991 a causa de la pressió econòmica, social i ambiental. En l'actualitat, l'àrea d'estudi, en la seva major part es una zona minera abandonada, que constitueix un gran risc ambiental tant per a la pròpia serra com per a la seva àrea d'influència, on s'inclouen zones d'interès ambiental nacional i internacional.

Per establir el model hidrogeològic de l'àrea d'estudi ha estat necessària la realització d'un important treball de camp, de gabinet i de laboratori. Destaquen varies campanyes de camp, en que es va completar l'inventari de punts d'aigua, es va realitzar les mesures del nivell piezomètric i es van generar noves dades físico-químiques i isotòpiques de l'aigua. Es va mostrejar sediments, residus miners, efflorescències salines i diversos events plujosos, i es va avaluar la deposició atmosfèrica total anual. Conjuntament es va realitzar una profunda revisió de la informació bibliogràfica disponible, que ha permès avaluar l'evolució temporal de les característiques físico-químiques d'alguns sectors de l'àrea d'estudi atès que aquestes dades procedeixen d'estudis molt locals.

L'aqüífer fracturat "Sierra de Cartagena-La Unión" és molt heterogeni. Està constituït per materials metamòrfic i detrític, principalment esquisto, quarsites, filites, i carbonates, altament fracturats per l'activitat tectònica i minera. L'espessor varia entre els 400-800 m. Els límits de l'aqüífer no es poden definir amb precisió, ja que s'estén sota el mar Mediterrani pel sud i constitueix el basament de la conca del "Campo de Cartagena" pel nord. D'acord amb les dades piezomètriques i hidroquímiques, l'aqüífer es troba compartimentat en quatre blocs hidrogeològiques delimitats per falles del sistema N-130. La principal direcció de flux és pràcticament paral·lela al sistema de falles N-130; degut al flux preferent al llarg d'aquest sistema de falles i de galeries mineres. Aquestes últimes segueixen majoritàriament aquesta direcció, ja que l'emplaçament de la mineralització, explotada principalment per mineria subterrània, es troba associada a les falles d'aquest sistema.

La superfície piezomètrica reproduïx aproximadament la superfície topogràfica. Descriu una forma de dom i el seu eix coincideix aproximadament amb l'alineació que descriuen les "cortas mineras", indicant la zona on es produeix preferencialment la recàrrega de l'aqüífer. La infiltració de l'aigua de pluja és afavorida en aquesta zona per l'alta fracturació del terreny d'origen antròpic. La mateixa tendència piezomètrica s'observa en mapes piezomètrics realitzats a partir de històriques.

No es disposa de suficient informació que ens permeti establir amb gran fiabilitat el balanç hídric. La recàrrega, es produeix essencialment per la infiltració de l'aigua de pluja. S'ha estimat mitjançant dos mètodes, per el període compres entre els octubres dels anys 2003 i 2004. El primer consisteix a aplicar factors d'infiltració a les diferents zones potencials de recàrrega calculades amb un GIS; el resultat és 4.8 hm³. La segona estimació es va realitzar calculant el balanç de l'ió clorur en l'aigua de precipitació i en l'aqüífer, obtenint recarregues que oscil·len entre 0.8-8.7 hm³. Les sortides de l'aqüífer son per; evaporació a partir de làmina d'aigua lliure, surgències, sortides al mar i bombaments. S'estima que les sortides de l'aqüífer poden variar entre 0.75-1.6 hm³/any. Encara que no es disposa de dades del descens produït pels bombaments en les "cortas", cal considerar que almenys durant els últims trenta anys no s'han produït grans variacions del nivell piezomètric, pel que s'estima que el volum de sortida de l'aqüífer ha de ser pròxim al volum d'entrada.

L'aigua mostrejada en l'aqüífer "Sierra de Cartagena-La Unión" mostra un ampli rang de variació dels paràmetres físico-químiques, a causa de la gran heterogeneïtat del medi. Les activitats mineres han afavorit l'oxidació de la mineralització de sulfurs "in situ" i en les acumulacions de residus miners a exposar-la a les condicions atmosfèriques, amb la conseqüent generació d'acidesa per l'oxidació de minerals com la pirita.

Les surgències no àcides i àcides, es generen com a conseqüència d'un flux ràpid a l'aqüífer. L'aigua pot interaccionar o no amb la mineralització i amb les residus mineres. En el cas de les surgències àcides, l'aigua circula majoritàriament a través de les galeries mineres, on és possible la interacció amb la mineralització i els residus. Mostren un elevat enriquiment en sulfat i un pH àcid. Les mostres de les "cortas mineras" corresponen a una barreja d'aigua d'escorrentia superficial, de precipitació i subterrània. Les mostres procedents dels pous miners són les que presenten un major període de residència, la seva facies hidroquímica és sulfatada-magnésica per a un 18 % de les mostres, sulfatada-(magnésico cálcica) per al 15 %, sulfatada-(cálcico magnésica) per a altre 15 %, un 8 % a clorurada-sòdica, i la resta a una combinació de components majoritaris. En els pous la concentració de l'ió sulfat oscil·la entre 55-40300 mg/L, la conductivitat elèctrica entre 1000-21700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i el contingut de metalls arriba a concentracions màximes de 4090 mg/L de Zn, 1260 mg/L de Fe i 436 mg/L de Mn. El pH varia de 1.9-7.8. Només el 21% de les mostres de pous presenten pH <5.5, per la presència de material carbonatat a l'aqüífer. Els valors de concentració de sulfat present a l'aigua de mina (llacs, surgències àcides, escorrentia superficial i pous), són deguts a l'oxidació de la mineralització exposada, així com per la dissolució de les efluorescències salines, i a la mobilització en suspensió de ochres i material procedent de les acumulacions de residus.

La variació espacial de la composició química de l'aigua mostrejada en els pous miners indica que a la vessant Nord la concentració de l'ió sulfat i clorur tendeix a disminuir conforme augmenta la distància a la zona de "cortas", per efecte de dilució. Al vessant Sud la concentració de l'ió sulfat tendeix a disminuir de la mateixa manera, però la de clorur presenta un comportament irregular en estar afectada per diversos abocaments que contenen aigua marina. L'evolució temporal de la concentració d'ambdós ions indica una tendència a la disminució de la concentració de sulfat amb el temps i a l'augment amb l'ió clorur en el vessant Sud. Aquesta disminució en la concentració de sulfat és deguda a aquest efecte de dilució i a que la taxa de generació de sulfat s'ha limitat. La principal i última gran font de sulfats es trobava en la zona de "cortas", doncs va ser el sector de l'àrea d'estudi en que la mineria va estar activa en l'últim període miner, i en conseqüència, on es va afavorir la oxidació de la mineralització en el període més recent. En l'actualitat, part de la mineralització se situa en la zona saturada, amb la conseqüent minimització de l'oxidació de la mineralització de sulfurs en condicions de saturació. Aquesta oxidació encara s'està produint a la zona de variació del nivell freàtic, a la zona no saturada de l'aqüífer i a les acumulacions de residus. S'ha confirmat que el sulfat és millor indicador per a reconèixer les modificacions antròpiques en zones mineres de sulfurs metàl·lics que el pH i la concentració de metalls.

El risc ambiental lligat a la generació de lixiviats de les acumulacions de residus s'ha avaluat mitjançant el test de lixiviació DIN 38414-S4. Els resultats han mostrat que la mobilitat de metalls depèn principalment del pH original del residu. Les concentracions més elevades s'han trobat en lixiviats de residus amb pH àcid. En repetir l'assaig diverses vegades amb cada residu s'observa que la conductivitat elèctrica i la concentració de metalls disminueix amb la repetició de l'assaig, mentre que el pH tendeix a augmentar. La magnitud de l'impacte ambiental s'observa amb l'elevada concentració de metalls en sòls i sediments de les zones pròximes a la zona minera. Aquests metalls tenen diversos orígens: el primer està relacionat amb l'abocament incontrolat de residus a la curs de les rambles (prohibit desde 1956) i el segon es deu a l'erosió de les acumulacions de residus miner-metalúrgics debut a la manca de qualsevol tip de protecció. Aquests resultats evidencien que els processos que donen lloc a la mobilització de contaminants segueixen actius, ja que les fonts de contaminants no s'han extingit ni s'ha evitat l'erosió de les acumulacions de residus miners.

RESUMEN
ABSTRACT
RESUM

INTRODUCCIÓN	3
MOTIVACIÓN Y OBJETIVOS	4
Referencias	5
ESTRUCTURA DE LA TESIS	6
PUBLICACIONES REALIZADAS	7

CAPÍTULO 1

IMPACTO DE LAS ACTIVIDADES MINERAS SOBRE EL MEDIO HÍDRICO	9
1.1 IMPACTOS POTENCIALES EN UNA ZONA MINERA ABANDONADA	13
1.1.1 Modificaciones en el flujo del agua subterránea	13
1.1.2 Modificaciones producidas en las características hidroquímicas del agua	14
1.1.3 Impactos producidos por los residuos mineros y metalúrgicos	17
1.1.4 Rehabilitación del medio hídrico	20
1.2 ENTORNO SOCIAL	22
1.3 IMPACTOS AL MEDIO HÍDRICO POR LA MINERÍA METÁLICA EN ESPAÑA	23
1.3.1 Explotación de W-Sn. Presencia de As en el agua	24
1.3.2 Explotación de Hg. Problemas con Hg y As	25
1.3.3 Minería de sulfuros metálicos	25
Mina Troya	26
Mina de Reocín	26
Batolito de Linares	27
Faja Pirítica	27
Referencias	30

CAPÍTULO 2

ÁREA DE ESTUDIO	39
2.1 MEDIO FÍSICO	41
2.2 CLIMATOLOGÍA	43
2.3 SUELOS. VEGETACIÓN. AGRICULTURA	48
2.4 GEOLOGÍA	49
2.4.1 Marco geológico	49

2.4.1a Descripción de las unidades litoestructurales.....	50
Complejo Nevado-Filábride.....	50
Complejo Alpujárride.....	51
Complejo Maláguide	52
Serie Neógena	52
Cuaternario	52
2.4.1b Evolución estructural	52
2.4.2 Yacimientos minerales	53
2.5 HIDROGEOLOGÍA SUPERFICIAL Y SUBTERRÁNEA	55
2.5.1 Hidrología superficial	55
2.5.2 Hidrología subterránea (antecedentes).....	56
2.5.2a El agua subterránea en los trabajos mineros	59
2.6 MINERÍA	60
2.6.1 Evolución histórica de la minería en el distrito de la Sierra de Cartagena-La Unión	60
2.6.2 Impactos de la actividad minera	61
2.7 ACTUACIONES SOBRE EL TERRITORIO	64
Referencias	65

CAPÍTULO 3

METODOLOGÍA	69
3.1 TRABAJO DE GABINETE.....	71
3.2 TRABAJO DE CAMPO.....	72
3.3 TRABAJO DE LABORATORIO	74
Referencias	75

CAPÍTULO 4

MARCO HIDROGEOLÓGICO. MODELO CONCEPTUAL	77
4.1 DESCRIPCIÓN DE LOS PUNTOS DE AGUA INVENTARIADOS EN LA SIERRA DE CARTAGENA-LA UNIÓN.....	79
4.1.1 Cortas mineras	79
4.1.2 Pozos.....	79
4.1.3 Surgencias.....	80
4.1.3.a Surgencias ácidas	81
4.1.3.b Surgencias naturales.....	81
4.1.4 Otras perforaciones	82
4.2 PIEZOMETRÍA	82

4.2.1 Elaboración del mapa piezométrico con datos de Enero-Marzo 2003	82
4.2.2 Evolución piezométrica	85
4.3 HIPÓTESIS DE FUNCIONAMIENTO HIDROGEOLOGICO DEL ACUÍFERO	87
4.3.1 Evaluación de la recarga	87
4.3.1.a Zonas de recarga	87
4.3.1.b Balance de cloruro	89
4.3.2 Evaluación de las salidas del acuífero	91
4.4 SÍNTESIS DEL CAPÍTULO.....	92
Referencias	93

CAPÍTULO 5

CARACTERIZACIÓN HIDROGEOQUÍMICA	95
5.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DEL AGUA MUESTREADA	97
5.1.1 Agua de lluvia.....	97
5.1.2 Escorrentía superficial.....	101
5.1.3 Cortas mineras.....	102
5.1.4 Pozos mineros.....	103
5.1.5 Surgencias	105
5.1.5.a Surgencias ácidas.....	105
5.1.5.b Surgencias no ácidas	106
5.1.6 Otros puntos de agua.....	106
5.1.6a Piezómetros	106
5.1.6b Pozo para riego.....	107
5.2 ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS	107
5.2.1 Análisis de los componentes mayoritarios	107
5.2.2. Relaciones iónicas de las muestras de agua recogidas en los pozos mineros.....	112
5.2.3 Comportamiento de los metales.....	113
5.2.4 Modelación hidrogeoquímica	115
5.2.5 Análisis de los datos isotópicos.....	119
5.3 DISTRIBUCIÓN Y VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LAS CARACTERÍSTICAS HIDROQUÍMICAS.....	120
5.4 EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA MUESTREADA	124
5.5 SÍNTESIS DEL CAPÍTULO.....	126
Referencias	127

CAPÍTULO 6

IMPACTO DE LAS ACTIVIDADES MINERAS SOBRE EL MEDIO FÍSICO EN LA SIERRA DE CARTAGENA-LA UNIÓN: PROBLEMÁTICA AMBIENTAL	129
6.1 IMPACTOS PRODUCIDOS POR LAS ACTIVIDADES MINERAS EN SENTIDO ESTRICTO	131
6.2 IMPACTOS PRODUCIDOS POR LOS RESIDUOS MINERO-METALÚRGICOS	131
6.2.1 Impacto sobre sedimentos y suelo	136
6.2.2 Impacto sobre el medio hídrico superficial	137
6.2.3 Evaluación del riesgo ambiental	139
6.3 SÍNTESIS DEL CAPÍTULO	139
Referencias	140

CAPÍTULO 7

CONCLUSIONES GENERALES	141
RECOMENDACIONES	145

ANEJO I

INVENTARIO DE PUNTOS DE AGUA	147
---	------------

ANEJO II

DATOS HIDROQUÍMICOS	161
----------------------------------	------------

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1 Minerales secundarios más comunes asociados a aguas ácidas de mina	16
Tabla 1.2 Minerales mas comunes encontrados en las eflorescencias salinas (Nordstrom 1999)	16
Tabla 1.3 Características hidroquímicas medias del agua muestreada en Mina Troya (Iribar et al. 2000).....	26
Tabla 2.1 Características de las cuencas hidrográficas de las ramblas existentes en el área de estudio (García 2004).....	55
Tabla 2.2 Acuíferos definidos en la Sierra de Cartagena (http://aguas.igme.es/igme/homec.htm).....	57
Tabla 2.3 Número de acumulaciones, volumen y área total ocupada por cada tipo de residuo minero (García 2004).....	64
Tabla 4.1 Características de las cortas mineras existentes en la Sierra de Cartagena-La Unión (García 2004).....	80
Tabla 4.2 Áreas y factores para el cálculo de la recarga (píxel 45x45 m)	88
Tabla 4.3 Valores de infiltración calculados mediante el balance de ion cloruro en la precipitación y en distintas muestras de agua analizadas en el área de estudio. Se ha empleado para el cálculo la concentración media de los eventos de lluvia muestreados en cada estación.....	90
Tabla 5.1 Características hidroquímicas de las muestras de agua de lluvia recogidas en el periodo comprendido entre Octubre de 2003 y Abril de 2004 en las estaciones pluviométricas del Algar y Cabo de Palos. Se muestran las determinaciones realizadas en las muestras de agua recogidas en dos bidones ubicados en ambas vertientes de la Sierra de Cartagena-La Unión para la cuantificación de la deposición total atmosférica durante un año	99
Tabla 5.2 Rango de variación de los factores de fraccionamiento para el agua de precipitación de cada estación con respecto al agua de mar. Se ha tomado una concentración media del agua del mar Mediterráneo (Custodio y Llamas 1983).....	100
Tabla 5.3 Características hidroquímicas de las muestras de escorrentía superficial recogidas en Octubre de 2003 (García 2004).....	102
Tabla 5.4 Características hidroquímicas del agua recogida en los lagos desarrollados en dos cortas mineras y en la mina Agrupa Vicenta. Concentración media de los 105 pozos mineros muestreados.....	103
Tabla 5.5 Características hidroquímicas de las surgencias muestreadas.....	106
Tabla 5.6 Características hidroquímicas del agua muestreada en tres piezómetros y un pozo para riego	107
Tabla 5.7 Porcentajes de las especies iónicas de los diferentes elementos químicos determinados en las muestras de agua para cuatro valores de pH	118
Tabla 6.1 Características mineralógicas de los residuos existentes en la Sierra de Cartagena-La Unión (determinadas con XRD)	134
Tabla 6.2 Mineralogía de las eflorescencias salinas desarrolladas sobre los distintos tipos de residuos inventariados (determinada con XRD).....	137
Tabla 6.3 Resultados del test de lixiviación DIN 38414-S4 realizado con muestras representativas de los residuos mineros presentes en la Sierra de Cartagena-La Unión	138

ÍNDICE DE FIGURAS

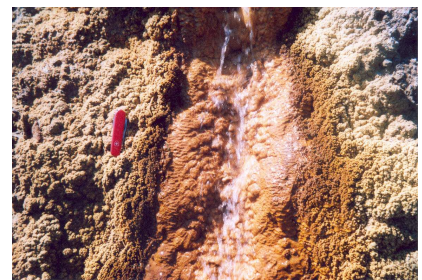
Figura 1.1 Drenaje ácido de mina. Se aprecian los ocres y eflorescencias salinas generadas a partir de este agua (Túnel Lilian; Sierra de Cartagena-La Unión)	15
Figura 1.2 Eflorescencias salinas sobre lodos de flotación (Sierra de Cartagena-La Unión)	17
Figura 1.3 Las médulas (León)	23
Figura 2.1 Situación geográfica del área de estudio	41
Figura 2.2 Una vista del área de estudio; corresponde a la molienda localizada al Sur de la corta Tomasa	42
Figura 2.3 Datos climatológicos del área de estudio; a), b), c) y d) valores medios de las estaciones termo-pluviométricas del Campo de Cartagena para el periodo comprendido entre 1975-1998; e) valor medio anual de la serie 1975-1998 para cada estación, ETP es la evapotranspiración potencial calculada con el método de Thornthwaite (García 2004), y ETR es la evapotranspiración real	44
Figura 2.4 Datos de precipitación y evapotranspiración potencial de los años 2003 y 2004 (Sistema de Información Agraria de Murcia-SIAM).....	45
Figura 2.5 Volumen de precipitación y distribución temporal de los eventos lluviosos registrados en las estaciones pluviométricas más próximas al área de estudio, Algar y Cabo de Palos, durante el periodo comprendido entre Oct 03-Abr 04.....	47
Figura 2.6 Vegetación desarrollada en acumulaciones residuos mineros, sobre lodos de flotación en primer plano y al fondo de la imagen sobre estériles de corta	48
Figura 2.7 Marco geológico regional de la Cordillera Bética (Azañón et al. 2002)	49
Figura 2.8 Mapa geológico del área de estudio (Robles-Arenas et al. 2006, modificado de Manteca y Ovejero 1992).....	50
Figura 2.9 Columna litoestratigráfica esquemática de la zona central de la Sierra (modificada de Lunar et al. 1982)	51
Figura 2.10 Bloque diagrama de la estructura de la Sierra Cartagena-La Unión (Gagny y Marconnet 1994).....	53
Figura 2.11 Reconstrucción tridimensional del entorno geológico y de los yacimientos minerales de las cortas San Valentín y Tomasa (Ovejero et al. 1976) (La localización de las cortas se indica en la Figura 2.15).....	54
Figura 2.12 Red hidrográfica superficial.....	56
Figura 2.13 Valores de transmisividad recopilados de informes previos	57
Figura 2.14 Unidad hidrogeológica 07.51-Sierra de Cartagena (imagen tomada del Sistema de Información del Agua Subterránea disponible en www.igme.es).....	58
Figura 2.15 Distribución espacial de pozos y cortas mineras (a Brunita; b Eloy; c Gloria; d Gloria Este; e San José; f, San Valentín; g Tomasa; h Emilia; i Los Blancos III; j Los Blancos I; k Los Blancos II)	61
Figura 2.16 Distribución espacial de las distintas acumulaciones de residuos minero-metalúrgicos existentes en la Sierra de Cartagena-La Unión (modificado de García 2004).....	62

Figura 2.17 Imágenes de los distintos tipos de residuos minero-metalúrgicos inventariados en el área de estudio: a) estériles de corta, b) lodos de flotación, c) estéril de concentración gravimétrica, d) óxidos, e) escoria de fundición, f) estéril de granulometría, g) estériles de mina, h) estériles de pozo, i) lodos de flotación rellenando la bahía de Portman.....	63
Figura 2.18 Eliminación de residuos al sur del término municipal del Llano del Beal (Mayo 2005). Obsérvese en que situación se han dejado los castilletes de antiguas explotaciones mineras	65
Figura 3.1 Bidón instalado en la superficie del terreno para la recogida de la deposición total atmosférica. A la derecha un esquema del dispositivo empleado modificado de Alcalá (2005).....	72
Figura 3.2 Imagen del momento de medida del nivel piezométrico en un pozo minero.....	73
Figura 3.3 Localización de los bidones colocados en la superficie del terreno a ambas vertientes de la Sierra de Cartagena-La Unión para la recolección de la deposición total atmosférica	73
Figura 4.1 Situación de las perforaciones mineras inventariadas, (incluidas cortas y pozos), y los puntos de agua documentados en el área de estudio (pozos mineros con agua en su interior, surgencias a través de bocaminas, manantiales y lagos)	81
Figura 4.2 Surgencia difusa San Valentín. El agua circula por una mina actualmente rellena de residuos mineros	81
Figura 4.3 Esquema de las diferentes situaciones en las que se encuentran los puntos de agua en el área de estudio. El acuífero no es confinado, sólo se han representado las fracturas principales para dar mayor claridad a la imagen.....	82
Figura 4.4 a) Mapa piezométrico elaborado con datos recogidos entre Enero y Marzo de 2003 b) Perfil longitudinal	83
Figura 4.5 Perfiles topográficos y piezométricos longitudinales de cada bloque hidrogeológico	84
Figura 4.6 Piezometrías elaboradas con datos de estudios previos a este trabajo, a los que se hace referencia en cada mapa	86
Figura 4.7 Detalle del mapa <i>raster</i> de distribución de densidad de fallas. También se muestra la distribución de las áreas de recarga de origen antrópico: pozos y cortas mineras.....	89
Figura 4.8 Esquema del modelo conceptual de funcionamiento hidrogeológico del sistema acuífero Sierra de Cartagena-La Unión para un año hidrológico, elaborado con datos propios y de las siguientes fuentes: (1) CHS (1991); (2) IGME-MOPTMA (1996); (3) CHS (1997)	91
Figura 5.1 Volumen de precipitación y distribución temporal de los eventos lluviosos registrados en las estaciones pluviométricas más próximas al área de estudio, Algar y Cabo de Palos, durante el periodo comprendido entre Oct 03-Abr 04	97
Figura 5.2 Concentración de sulfato y cloruro en los eventos de lluvia muestreados en las estaciones termoplumiométricas de Cabo de Palos y El Algar	98
Figura 5.3 Muestreo del agua de escorrentía superficial en la rambla de Portman	101
Figura 5.4 Lago desarrollado en la corta Los Blancos II.....	103
Figura 5.5 Situación de los puntos de agua inventariados en el área de estudio; pozos, surgencias, lagos, piezómetros y un pozo de riego. Lagos: Brunita, Gloria y Los Blancos II. Surgencias ácidas: TL, Túnel Lilian; H33, Horno Ctra. del 33; GP, galería Portman; MSA, Molienda Semiautógena; SV, San Valentín; JM, Túnel José Maestre. Surgencias no ácidas: Ch, El Chorrillo; LF, La Fuente; CR, Calzada Romana; Gorguel	104

Figura 5.6 Galerías de la Mina Agrupa Vicenta (Foto de García 2004)	105
Figura 5.7 Facies hidroquímicas de las muestras de agua recogidas en pozos mineros	105
Figura 5.8 Relación entre diversos componentes hidroquímicos para las muestras de agua recogidas en el área de estudio. Las elipses destacan la ubicación de las muestras de escorrentía, surgencias ácidas y lagos ..	109
Figura 5.9 Concentración de B y metales en las diferentes muestras de agua analizadas frente a la concentración de sulfato.....	110
Figura 5.10 Concentración de B y metales frente a valor de pH en las diversas muestras de agua analizadas.....	114
Figura 5.11 Índices de saturación para cuatro valores de pH representativos del rango de pH existente en el agua subterránea muestreada en el acuífero de la Sierra de Cartagena-La unión. Se indica la ubicación de estos puntos en el área de estudio identificados con su valor de pH	116
Figura 5.12 Índices de saturación calculados para un mismo pozo minero con datos de 1995 (IGME-MOPTMA 1996) y de 2003 (este trabajo). La localización de este pozo se muestra en la figura anterior con la etiqueta 1996/2003	117
Figura 5.13 Se muestra el contenido isotópico de las muestras de agua recogidas en pozos mineros y manantiales en Septiembre-05 y los datos recopilados del informe IGME-MOPTMA (1996): a) $\delta^{18}\text{O}$ frente a $\delta^2\text{H}$ para muestras de 1995 y 2005, b) Contenido de Tritio frente a la conductividad eléctrica, c) $\delta^{18}\text{O}$ de frente a la concentración de cloruro, ambas sólo para muestras de 2005	119
Figura 5.14 Distribución espacial de la concentración de los iones sulfato y cloruro	121
Figura 5.15 Valores mínimo, medio y máximo de ion sulfato y cloruro para las campañas disponibles. Se ha indicado el sector geográfico en el que se desarrolló cada campaña dentro del área de estudio. Los datos proceden de los documentos: Carulla (1997), García et al. (1978), CHS (1991), IGME-MOTPMMA (1996), 2003 este estudio y los datos de 1970 y 2005 procedente de informes inéditos	122
Figura 5.16 Variación de la concentración del ion cloruro y sulfato en puntos muestreados en la campaña que se indica en la gráfica y en 2003. Los datos proceden de los documentos: Carulla (1997), García et al. (1978), CHS (1991), IGME-MOTPMMA (1996), y 2005 (informe inédito)	124
Figura 5.17 Clasificación del agua muestreada en el pozo de riego según el U.S. Salinity Laboratory Staff (1954).125	
Figura 6.1 Distribución de las distintas acumulaciones de residuos minero-metalúrgicos existentes en la Sierra de Cartagena-La Unión (modificado de García 2004)	132
Figura 6.2 Curvas granulométricas de los diferentes tipos de residuos minero-metalúrgicos inventariados en el área de estudio.....	133
Figura 6.3 Estructuras observadas en las acumulaciones de residuos: a) cárcavas en una escombrera de estériles de gravimetría b) estratificación en una balsa de lodos de flotación c) grietas de desecación rellenas en la superficie de la balsa Rosa constituida por lodos de flotación d) piping.....	134
Figura 6.4 Distribución de la concentración de metales a lo largo de un perfil longitudinal de la rambla del Beal, la concentración de los residuos presentes en la cabecera y de los sedimentos presentes en la orilla del Mar Menor (García 2004).....	135

Introducción

Motivación y objetivos
Estructura de la tesis
Publicaciones realizadas



INTRODUCCIÓN

La explotación de los recursos naturales está profundamente ligada a la evolución de la Humanidad, desde la Edad de Piedra pasando por las distintas edades de los metales, por el descubrimiento de la máquina de vapor y el uso de la energía nuclear. El aprovechamiento de los recursos naturales genera grandes beneficios socio-económicos e importantes afecciones al medio ambiente. La demanda de determinados recursos sigue una trayectoria creciente en la actualidad, lo que está provocando el desarrollo de grandes explotaciones en todo el planeta. En lo que respecta a las explotaciones de menas metálicas, actualmente se concentran principalmente en países donde existe mano de obra barata y los requerimientos medioambientales no son demasiado restrictivos, aunque cada vez va existiendo más conciencia social al respecto.

El número de años en el que un distrito minero puede permanecer activo varía en un amplio rango, ya que las causas del cese pueden ser diversas, desde el agotamiento de las reservas hasta la caída del precio del recurso explotado, la presión social y/o ambiental, entre otras causas. En muchos casos, tras el cese de la explotación estas zonas quedan totalmente abandonadas, sin un plan de restauración que evite que estas áreas supongan zonas de riesgo y puedan llegar a constituir una amenaza ambiental, pues no se desmantelan las instalaciones, no se acondiciona el terreno, no se retiran residuos etc. A este hecho hay que añadir el problema social, ya que el fin de una actividad minera lleva asociado la depresión económica de la población que vivía de este sector.

Existen casos en los que los impactos provocados por estas actividades forman parte del legado histórico de una zona, como es el caso de río Tinto (Huelva, España) que debe su coloración a los lixiviados procedentes de las balsas de residuos mineros de las actividades presentes en su cuenca desde la antigüedad, y también citar el paisaje característico de Las Médulas (León, España) producido por la explotación romana de oro mediante el sistema *ruina montium*, llevada a cabo durante dos siglos (Fernández Rubio 1998).

Las actividades mineras pueden provocar importantes afecciones sobre el medio ambiente, ya que pueden constituir fuentes potenciales de contaminantes. El impacto ocasionado sobre el medio hídrico es una cuestión prioritaria, sobre todo en zonas de escasez donde prima la conservación de este recurso. Ya que estas zonas pueden contener importantes reservas hídricas susceptibles de ser evaluadas como potencial recurso (Collon 2006, Garzonio y Affuso 2004), o de ser empleadas para algún uso (Banks et al. 1996).

A lo largo del mundo, un gran número de minas se encuentran bajo clima semiárido o árido, lugares en los que la escasez de recursos hídricos es un hecho patente, donde se debería actuar para la preservación de los mismos. Hasta el momento, se han realizado muy pocos estudios sobre zonas con estas condiciones climáticas (Rösner 1998), a pesar de la falta de recursos hídricos y de ser el clima un factor determinante a la hora del diseño del plan de clausura de la mina (van Zyl Dirk y Straskraba 1999). Estos planes evitarían un mayor deterioro del medio ambiente y permitirían preservarlo de la posible contaminación.

MOTIVACIÓN Y OBJETIVOS

En esta tesis se desarrolla el estudio de la Sierra de Cartagena-La Unión (Murcia, España) desde un punto de vista hidrogeológico y ambiental, ya que en esta zona se encuentra uno de los distritos mineros más antiguos de Europa, actualmente abandonado, y sin plan de restauración ambiental. La actividad minera cesó en 1991 debido a la presión económica y social. En esta zona se han encontrado vestigios de antiguas explotaciones mineras fenicias, cartaginesas y romanas, quienes extrajeron principalmente oro, plata, plomo, zinc, hierro y cobre (Oen et al. 1975, Orejas y Antolinos 2001).

Tras unos 2500 años de actividad minera, en la zona se han generado toneladas de residuos que se encuentran distribuidos por toda la Sierra en acumulaciones de muy diversas peculiaridades, se han excavado 12 cortas mineras, perforado unos 3000 pozos mineros y un número indeterminado de kilómetros de galerías. Este gran impacto no es solo visual, se han modificado las cuencas hidrográficas de las ramblas, tanto por las excavaciones como por el vertido y acumulación de residuos. La existencia de un substrato rocoso fracturado y perforado (por cortas, pozos y galerías), ha provocado grandes afecciones sobre el flujo del agua superficial y subterránea.

Las actividades mineras también han favorecido la alteración de las características hidroquímicas del agua superficial y subterránea, ya que gran cantidad de material ha sido movilizado, exponiendo la mineralización en estado reducido a condiciones atmosféricas, que ha favorecido la oxidación de los minerales presentes, y en el caso de la oxidación de la pirita lleva asociada la generación de acidez. La oxidación de los sulfuros se produce en la mineralización expuesta "in situ" y en las acumulaciones de residuos mineros. Los lixiviados generados pueden presentar altos contenidos de sulfato y metales pesados. Estos drenajes son uno de los problemas ambientales más graves de las zonas mineras abandonadas.

Si se considera lo anteriormente expuesto, sobre las explotaciones mineras abandonadas en zonas semiáridas, es obvia la necesidad e importancia de realizar un estudio hidrológico detallado de la Sierra de Cartagena-La Unión, para identificar los procesos hidrogeoquímicos que tienen lugar y permita reconocer el impacto ambiental producido sobre el medio. En el área de estudio sólo se han caracterizado hidrogeológicamente algunos sectores y de forma parcial, sin existir un modelo conceptual de funcionamiento hidrogeológico global, que además incluya los impactos ocasionados por la minería sobre el medio hídrico. Conscientes de la situación actual del área de estudio el objetivo principal de esta tesis es establecer el modelo conceptual del acuífero existente en la Sierra de Cartagena-La Unión y la caracterización del agua presente, para poder identificar los procesos hidrogeoquímicos que tienen lugar. En segundo lugar evaluar la evolución espacio-temporal de las propiedades físico-químicas del acuífero, y finalmente analizar el impacto y riesgo ambiental ocasionado por las acumulaciones de residuos en el área de estudio.

Referencias

- Banks D, Younger PL, Dimplenton S (1996) The historical use of mine-drainage and pyrite-oxidation waters in central and eastern England, United Kingdom. *Hydrogeology Journal* 4 (4): 55-68
- Collon P, Fabriol R, Buès M (2006) Modelling the evolution of water quality in abandoned mines of the Lorraine Iron Basin. *Journal of Hydrology* (DOI: 10.1016/j.hydrol.2006.01.005)
- Fernández Rubio F (1998) Clausura de minas: impactos hidrológicos. Reunión Científico-Técnica sobre el Agua en el Cierre de Minas. Oviedo. 1-17
- Garzonio CA, Affuso AMG (2004) Hydrogeological problems for the rehabilitation and re-utilization of the water resources of the mining area of Gavorrano (Italy). *Environmental Geology* 46: 286-294
- Rösner U (1998) Effects of historical mining activities on surface water and groundwater-and example from North Arizona. *Environmental Geology* 33(4):224-230
- Oen IS, Fernández JC, Manteca JI (1975) The lead-zinc and associated ores of la Unión Sierra de Cartagena, Spain. *Economic Geology* Vol. 70: 1259-1278
- Orejas A, Antolinos JA (2001) Les mines de la Sierra de Cartagena. Atlas historique des zones minières d'Europe. Commission of the European Communities Vol. 19700: 1-14
- van Zyl Dirk JA, Straskraba V (1999) Mine closure considerations in arid and semi-arid areas. Mine, water & environment. 1999 IMWA Congress, Sevilla, Spain. 213-220

ESTRUCTURA DE LA TESIS

En el Capítulo 1 se presenta el estado del arte sobre las zonas mineras abandonadas y sus impactos, así como aquellos estudios realizados sobre el medio hídrico en zonas mineras de extracción de menas metálicas en España.

El Capítulo 2 describe el área de estudio, incluidas sus características climáticas, geológicas y mineras, junto con los antecedentes hidrológicos.

En el Capítulo 3 se indica la metodología de trabajo seguida en esta investigación, las campañas de campo, el trabajo de laboratorio y el trabajo de gabinete.

En el Capítulo 4 se muestra la definición del acuífero Sierra de Cartagena-La Unión, y el modelo de funcionamiento hidrológico a partir de los resultados obtenidos.

En el Capítulo 5 se caracteriza los distintos tipos de agua muestreada en el área de estudio; precipitación, escorrentía, surgencias naturales y por galerías, y la presente en cortas y pozos. Se identifican los principales procesos geoquímicos que dan lugar a las concentraciones registradas y a las variaciones de propiedades físico-químicas observadas.

En el Capítulo 6 se muestra el impacto ambiental generado por la minería sobre el medio físico, tanto por las actividades mineras en sentido estricto como por la acumulación de residuos minero-metalúrgicos.

En el Capítulo 7 se muestran las conclusiones generales de este estudio y recomendaciones.

PUBLICACIONES REALIZADAS DURANTE EL DESARROLLO DE ESTA TESIS

PUBLICACIONES EN REVISTAS INTERNACIONALES

2006

VM Robles-Arenas, R Rodríguez, C García, JI Manteca, L Candela SULPHIDE-MINING IMPACTS IN THE PHYSICAL ENVIRONMENT: SIERRA DE CARTAGENA-LA UNIÓN (SE SPAIN) CASE STUDY. *Environmental Geology* 51:47-64

VM Robles-Arenas, R Rodríguez, C García, L Candela HYDROGEOCHEMICAL CHARACTERIZATION AND SPATIAL-TEMPORAL EVOLUTION OF GROUNDWATER IN A FRACTURED AQUIFER AFFECTED BY MINING ACTIVITIES (SIERRA DE CARTAGENA-LA UNIÓN, SE SPAIN) (en preparación)

CONTRIBUCIONES A LIBROS

2006

VM Robles-Arenas, R Rodríguez, C García, JI Manteca y L Candela ESTUDIO DEL AGUA SUBTERRÁNEA DE UNA ZONA MINERA ABANDONADA EN CLIMA MEDITERRÁNEO SEMIARIDO: LA SIERRA DE CARTAGENA-LA UNIÓN (MURCIA, ESPAÑA). En: Las aguas subterráneas en los países mediterráneos (Eds.) JJ López-Geta, B Andreu y F Carrasco. Instituto Geológico y Minero de España, serie: Hidrología y Aguas Subterráneas nº 17: 589-593 (ISBN: 84-7840-631-X)

J Jiménez Martínez, VM Robles-Arenas, R Rodríguez y L Candela LA HIDROQUÍMICA COMO INDICADOR DE LA CONEXIÓN ENTRE ACUÍFEROS. EJEMPLO DEL CAMPO DE CARTAGENA (MURCIA, ESPAÑA). En: Las aguas subterráneas en los países mediterráneos (Eds.) JJ López-Geta, B Andreu y F Carrasco. Instituto Geológico y Minero de España, serie: Hidrología y Aguas Subterráneas nº 17: 97-101 (ISBN: 84-7840-631-X)

2005

C García, VM Robles-Arenas, R Rodríguez, T Rodríguez y JI Manteca LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DEBIDO A LAS ACTIVIDADES MINERAS ABANDONADAS: LA SIERRA MINERA DE CARTAGENA-LA UNIÓN (MURCIA, ESPAÑA). En: Agua, minería y medioambiente. Libro homenaje a Prof. Rafael Fernández Rubio. (Eds.) JA López-Geta, A Pulido Bosch y JC Baquero Úbeda: 651-664 (ISBN: 84-7840-574-7)

CONTRIBUCIONES A CONGRESOS

2006

VM Robles-Arenas, C García, R Rodríguez, JI Manteca y L Candela FLOW CHARACTERIZATION OF SIERRA MINERA HYDROGEOLOGIC UNIT (CARTAGENA-LA UNIÓN, MURCIA, ESPAÑA). Proceedings of the 2nd Workshop of the IAH Iberian Regional Working Group on Hard Rock Hydrogeology, AIH-GP (Ed.) A Chambel: 609-619 Évora (Portugal)

2004

C García, VM Robles-Arenas, JM Peñas y R Rodríguez MINE LAND DEGRADATION IN THE SIERRA MINERA OF CARTAGENA-LA UNIÓN: ENVIRONMENTAL IMPACT IN GROUNDWATER. 4th International Conference of Land Degradation. Abstract cd (ISBN: 84-95781-40-9). Cartagena (Spain)

- VM Robles-Arenas, C García, L Candela y R Rodríguez EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DE LA UNIDAD HIDROGEOLOGICA SIERRA MINERA (CARTAGENA-LA UNIÓN, MURCIA, ESPAÑA). VIII Simposio de Hidrogeología. Hidrogeología y recursos hidráulicos. Tomo XXVI: 101-110 (NIPO 657-04-028-5, Depósito legal: M-41869-2004) Zaragoza (Spain)
- VM Robles-Arenas, C García, R Rodríguez, JI Manteca y L Candela IMPACTO DE LA MINERÍA SOBRE LOS RECURSOS HÍDRICOS DE LA SIERRA MINERA DE CARTAGENA-LA UNIÓN (ESPAÑA). XXXIII Congress IAH & 7º Congreso ALHSUD. Groundwater flow understanding from local to regional scales. Abstracts cd (ISBN: 970-32-1749-4). Zacatecas (México)
- VM Robles-Arenas, C García y R Rodríguez EVOLUCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS TRAS EL CIERRE DE LAS ACTIVIDADES MINERO-METALÚRGICOS EN LA SIERRA CARTAGENA-LA UNIÓN (MURCIA, ESPAÑA). III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia, (en prensa). Sangonera la Verde (Murcia, España)
- C García, VM Robles-Arenas, JM Peñas y R Rodríguez EL RIESGO AMBIENTAL DE LOS RESIDUOS MINERO-METALÚRGICOS DE LA SIERRA MINERA DE CARTAGENA-LA UNIÓN (MURCIA, ESPAÑA). III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia, (en prensa). Sangonera la Verde (Murcia, España)

Capítulo 1

Impacto de las actividades mineras sobre el medio hídrico



En este capítulo se muestra el impacto que pueden llegar a ocasionar las actividades mineras sobre el entorno en el que se desarrollan, en la mayoría de los casos es nocivo y perjudicial para el medio ambiente, y puede perdurar durante siglos e incluso milenios.

Los impactos potenciales generados por una actividad minera se pueden clasificar en función del momento en los que se genera dentro del proceso minero (ERMITE-Consortium 2004, Younger et al. 2002):

- impactos generados durante la explotación minera:

Incluye todas las modificaciones producidas en el medio por la excavación y desarrollo de cortas, pozos, galerías, infraestructuras viarias y el depósito de los materiales resultantes de las excavaciones en grandes acumulaciones (pilas, escombreras). Todas estas acciones inevitablemente modifican la red de drenaje superficial y subterráneo, creando nuevas vías de flujo preferencial y modificando las existentes. Las cortas mineras, que actúan como cuencas endorreicas, y los pozos van a favorecer la infiltración del agua de lluvia. En muchos casos, las excavaciones llegan a intersectar la superficie piezométrica, y se requiere deprimir la cota de agua para realizar el laboreo en seco, es decir, permitir el acceso a mineros y maquinaria y favorecer la seguridad de los mismos. Esta depresión del nivel piezométrico puede provocar importantes afecciones al medio hídrico, desde las asociadas al vertido del agua bombeada, en muchos casos de mala calidad, la modificación del balance hídrico del sistema al reducir el volumen almacenado, hasta la depresión del nivel de base de la cuenca hidrográfica afectando el nivel de cauces, humedales, lagos y pozos de abastecimiento. Además, el descenso del nivel piezométrico puede provocar subsidencia del terreno e incluso colapsos.

- impactos generados por las actividades metalúrgicas:

El procesado del mineral lleva asociado la generación de importantes cantidades de residuos, que son acumulados en diferentes estructuras, en pilas los materiales de tamaño de grano grueso y en balsas (tailings dams) los residuos de tamaño de grano fino. Los riesgos asociados a estas acumulaciones de residuos están relacionados con las propiedades geotécnicas de los mismos y la potencial generación de lixiviados.

- impactos producidos tras el cese de la actividad minera:

Con la finalización de la extracción del mineral se dejan de realizar los bombeos que deprimían la superficie piezométrica, y el nivel tiende a recuperarse para alcanzar su nivel estático, este proceso se conoce en la literatura anglosajona como "groundwater rebound". En este ascenso el agua inunda las galerías y demás huecos mineros, llegando a formar lagos dentro de las cortas mineras y surgencias en las bocaminas y por otras zonas preferenciales de flujo. También puede provocar subsidencia del terreno

debido a la erosión que produce el flujo del agua a través de las galerías, y favorecer la reactivación de fallas debido al incremento de la presión intersticial. La recuperación del nivel en muchos casos produce el deterioro de las características hidroquímicas del agua, y la liberación de gases potencialmente peligrosos como CH₄, Rn (ERMITE-Consortium 2004).

Durante la actividad minera los impactos suelen estar controlados o silenciados por la compañía extractiva, por lo que el problema se hace más evidente cuando la zona queda abandonada. La amenaza ambiental reside en el hecho de que no exista un plan de restauración/rehabilitación que minimice los riesgos potenciales anteriormente enumerados, siendo zonas de riesgo para el medio hídrico, el suelo, la atmósfera, los ecosistemas y los aspectos socio-económicos del entorno (Fernández Rubio 1998). En la actualidad, todas las actividades extractivas están obligadas a garantizar la restauración del área explotada.

Existen muchos estudios llevados a cabo en zonas mineras abandonadas donde se realiza una caracterización de los distintos impactos producidos por estas actividades (Ashley et al. 2004, Aykol et al. 2003, Iribar et al. 2000, Heikkinen et al. 2002, Lee 2003, Lee et al. 2001, May et al. 2001, Rodríguez y Candela 2004, Smolders et al. 2003). Pero un gran número de minas se encuentran en zonas con clima semiárido o árido, como es el caso del área de estudio de esta tesis, y son zonas sobre las que se han desarrollado un menor número de trabajos científicos (Rösner 1998, Wray 1998, Navarro et al. 2004). Se debe destacar que el clima se considera un factor determinante a la hora del diseño del plan de clausura de una mina (van Zyl Dirk y Straskraba 1999).

Durante el desarrollo de esta tesis se denominará agua de mina a la traducción del término “mine water” adoptado por el proyecto ERMITE donde se define “como todo el agua presente en un suelo minero, incluyendo el agua que pueda estar presente en las acumulaciones de residuos minero-metalúrgicos, y/o que fluya desde la zona minera hasta las masas de agua adyacentes (ya sean cauces, humedales, lagos, acuíferos y océanos)” (Kroll et al. 2002). El agua de mina en las zonas mineras donde se explotaron yacimientos de sulfuros metálicos se caracteriza por su elevada conductividad eléctrica y alta concentración de sulfato (Iribar et al. 2000, Younger 1999), mas que por un pH ácido y alta concentración de metales en disolución ya que estos últimos están altamente condicionados por el medio (Gray 1996, Heikkinen et al. 2002, Plumlee et al. 1992).

A continuación se presenta el estado del arte sobre los impactos generados por las actividades mineras en sentido estricto y por los generados una vez abandonada la actividad sin plan de rehabilitación,

algunas técnicas de remediación, aspectos sociales y estudios realizados sobre el medio hídrico de algunas zonas mineras de España donde se explotaban menas metálicas.

1.1 IMPACTOS AMBIENTALES POTENCIALES EN UNA ZONA MINERA ABANDONADA

En este apartado se presentan estudios desarrollados sobre zonas mineras abandonadas, principalmente de yacimientos de sulfuros metálicos, centrados en el impacto generado sobre el medio hídrico por afecciones directas y por la desestabilización de las acumulaciones de residuos. La caracterización llevada a cabo sobre estos medios, en la mayoría de los casos, pretende conocer la situación actual y prever su posible evolución. A continuación se muestran estudios realizados para caracterizar la recuperación del nivel de agua tras el cese del bombeo, donde principalmente se describen modelos numéricos aplicables a estos medios modificados antrópicamente (Adams y Younger 2001, Toran y Bradbury 1988, Younger 1999).

Se debe destacar que la mayor parte de la literatura científica desarrollada sobre estas zonas es de carácter hidrogeoquímico, tanto para la caracterización como determinación de la evolución y remediación del agua subterránea como de los drenajes ácidos generados, en la propia mina o a partir de los residuos (Bain et al. 2001, Banks et al. 1996, Brown et al. 1998, Collon et al. 2006, Eary 1998, Iribar et al. 1999, Kirby et al. 1999, Knöller et al. 2004, Maree et al. 2004 a, b, Rodríguez y Candela 2004, Sánchez España et al. 2005a y b, Schüring et al. 1997). Pero aun hay mucho por hacer, ya que estas zonas se caracterizan por ser medios con una elevada heterogeneidad donde se desarrollan diferentes situaciones hidrogeoquímicas en un mismo entorno, siendo difícil de conocer y cuantificar cada una y en su conjunto. Esta caracterización constituye la condición básica que permite resolver los problemas en todo el distrito minero de un modo global y no puntualmente.

1.1.1 Modificaciones en el flujo del agua subterránea

La descarga de agua contaminada en zonas mineras abandonadas es una de las mayores causas de degradación de los recursos hídricos en todo el planeta (Adams y Younger 2001). La contaminación aparece principalmente cuando las labores son abandonadas, y se produce la inundación de las excavaciones, apareciendo lagos y surgencias de agua de mina. Pero la estimación de la posible evolución del flujo de agua en las zonas mineras y sus proximidades tras el cese de la actividad es sumamente complicada, ya que los modelos matemáticos existentes han sido elaborados para un flujo laminar y en el caso de los grandes huecos mineros se produce un flujo turbulento, siendo por tanto los códigos existentes inapropiados. Además, se requiere información no siempre disponible sobre el proyecto minero y el acuífero afectado. Adams y Younger (2001) y Younger (1999) proponen para zonas

mineras de poca extensión aplicar modelos hidráulicos (Ej.: VSS-NET, Variably Saturated Surface que representa a la masa rocosa y NET referente a la red de conductos mineros) donde se simula el flujo como en una red de tuberías que atraviesan un medio poroso con una saturación variable. Para zonas con un área comprendida entre 100-3000 km², proponen la utilización de un modelo semidistribuido (GRAM- Groundwater Rebound in Abandoned Mine-workings, Sherwood y Younger 1997), donde los huecos mineros se modelan como estanques donde hay definido un punto como rebosadero, quedando potencialmente interconectados en función de la cota del nivel de agua alcanzado en cada estanque. El código modela el flujo entre estanques a través de las galerías mediante la formulación Prandtl-Nikuradse pipe-flow. Toran y Bradbury (1988) aplicaron un código modular tridimensional de diferencias finitas del Servicio Geológico de EEUU (McDonald y Harbaugh 1984), para modelar el flujo del agua subterránea en una zona minera Pb-Zn abandonada, obteniendo buenos resultados en la estimación de los caudales de descarga y de los niveles piezométricos.

1.1.2 Modificaciones producidas en las características hidroquímicas del agua

La predicción de los cambios en la hidroquímica del agua debido al ascenso del nivel piezométrico por el abandono de una actividad minera es más complejo que la predicción del propio ascenso del nivel del agua (Younger 1999). Bain et al. (2001) y Brown et al. (1998) emplearon modelos de transporte reactivo para conocer y determinar la evolución hidrogeoquímica del agua presente en las zonas mineras y aguas abajo, los códigos usados por estos autores fueron MIN3P (Mayer 1999) y PHREEQC (Parkhurst 1995) respectivamente. Collon et al. (2006) emplea un modelo basado en una red de reactores químicos, desarrollado para procesos ingenieriles mediante la asociación de reactores en serie y en paralelo, donde cada reactor es un componente químico del sistema, caracterizado por su posición en la trayectoria del flujo, volumen, concentración inicial en la fase sólida, gaseosa y líquida, y por las reacciones que se produzcan entre estas fases. Este modelo sólo tiene en cuenta la masa transferida por advección.

Dada la complejidad de los procesos químicos que tienen lugar, Younger (1999) propone que para poder aplicar un modelo sería necesario evaluar previamente los siguientes aspectos:

- localización de los puntos que puedan ser potenciales surgencias
- ubicación de los potenciales puntos de descarga con respecto a los niveles mineralizados explotados o no
- caracterización y determinación del contenido de sulfato y metales en los niveles mineralizados

Estas observaciones se deben realizar para prever los puntos potenciales donde podría surgir el agua de mina, ya que ésta puede ser ácida y presentar concentraciones elevadas de ciertos elementos ecotóxicos.

Durante el bombeo realizado para el laboreo minero la mineralización y el resto del substrato rocoso quedan expuestos a condiciones atmosféricas (en las paredes de las galerías, pozos y cortas), lo que permite la oxidación de los minerales reducidos; en el caso de yacimientos de sulfuros metálicos, éstos son oxidados a sulfatos. Cuando el mineral oxidado es la pirita se produce Fe^{2+} , SO_4^- y H^+ , adquiriendo el agua la acidez que caracteriza a los drenajes ácidos de mina, considerados uno de los mayores problemas ambientales de zonas mineras abandonadas con presencia de sulfuros (Allan 1997, Ashley et al. 2004, Banks et al. 1996). No sólo la pirita puede generar acidez, existen otros sulfuros generadores de acidez como la marcasita [FeS_2], pirrotina [Fe_{1-x}S], arsenopirita [FeAsS], calcopirita [CuFeS_2] y esfalerita [$(\text{Zn},\text{Fe})\text{S}$], pero no todos los sulfuros son minerales generadores de acidez, como la galena [PbS] y la calcosina [Cu_2S] que no producen acidez al ser tratados con H_2O_2 al 10% (Jennings et al. 2000).

Las características del drenaje dependen de la cantidad de pirita u otros sulfuros disponibles para oxidar, de la disponibilidad de agua y de agentes oxidantes (Schüring et al. 1997), así como de la capacidad de neutralización del medio. El descenso de pH permite la movilidad de metales como Cu, Pb, Zn, Cd, Hg, Ni, y metaloides (Ej.: As, Sb), que afectan a los ecosistemas existentes (Auernheimer et al. 1984, Auernheimer et al. 1997, Marqués et al. 2001), y se movilizan a través de cauces y encontrándose en sedimentos y agua superficial (Ciszewski 1997, Deacon y Driver 1999, Herr y Gray 1997, Ladd et al. 1998, Milu et al. 2002), así como en acuíferos (Hidalgo et al. 1999, Rodríguez y Candela 2004, Santos et al. 2002). Aunque metales como el Zn, Cd y Ni también se movilizan a pH básicos.



Figura 1.1 Drenaje ácido de mina. Se aprecian los ocre y eflorescencias salinas generadas a partir de este agua (Túnel Lilian; Sierra de Cartagena-La Unión)

Como resultado de la oxidación de estos sulfuros metálicos se produce un precipitado constituido por oxi-hidróxidos y oxi-hidroxisulfatos, que constituyen parte de los lodos que generalmente se encuentran precipitados en el fondo de las surgencias de drenajes ácidos (Fig. 1.1). Los minerales presentan un tamaño de partícula muy fino ($<10\text{ nm}$ a $5\text{-}10\ \mu\text{m}$) y forman cristales poco desarrollados de fibrosos a esféricos (Sánchez España et al. 2005a). En la literatura internacional se conocen como “ochre

precipitate”. En la Tabla 1.1 se indican algunas de las fases minerales más comunes presentes en los ocres y su fórmula química.

Tabla 1.1 Minerales secundarios más comunes asociados a aguas ácidas de mina

Mineral	Formula ideal
Ferrihidrita	$5\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$
Goethita	FeOOH
Hematite	Fe_2O_3
Schwertmannita	$\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6\text{SO}_4$
Jarosita	$\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$

Otro proceso asociado al agua de mina es la formación, oxidación y disolución de eflorescencias salinas (Fig. 1.2). El agua de mina suele ser una solución muy concentrada que sometida a evaporación fácilmente genera unos precipitados muy solubles denominados eflorescencias salinas, quedando atrapados en estas sales los metales contenidos en el agua. Cuando estas sales son disueltas por la precipitación, los metales son movilizados en disolución y/o suspensión (Hammarstrom et al. 2005, Nordstrom 1999), lo que permite su desplazamiento hacia masas de agua superficial y/o subterránea, y la entrada en los ecosistemas. Los minerales más comunes en las eflorescencias salinas se indican en la Tabla 1.2, principalmente se trata de sulfatos de hierro, más o menos hidratados.

Tabla 1.2 Minerales más comunes encontrados en las eflorescencias salinas (Nordstrom 1999)

Mineral	Formula ideal
Melanterita	$\text{Fe}^{\text{II}}\text{SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
Rozenita	$\text{Fe}^{\text{II}}\text{SO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$
Szomolnokita	$\text{Fe}^{\text{II}}\text{SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
Copiapita	$\text{Fe}^{\text{II}}\text{Fe}_4^{\text{III}}(\text{SO}_4)_6(\text{OH})_2 \cdot 20\text{H}_2\text{O}$
Römerita	$\text{Fe}^{\text{II}}\text{Fe}_2^{\text{III}}(\text{SO}_4)_4 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$
Coquimbita	$\text{Fe}_2^{\text{III}}(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$
Kornelita	$\text{Fe}_2^{\text{III}}(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
Rhomboclasa	$(\text{H}_3\text{O})\text{Fe}^{\text{III}}(\text{SO}_4)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$
Voltaita	$\text{K}_2\text{Fe}_5^{\text{II}}\text{Fe}_4^{\text{III}}(\text{SO}_4)_{12} \cdot 18\text{H}_2\text{O}$
Halotrichite-pickeringita-bilnita	$\text{Fe}^{\text{II}}(\text{Al},\text{Mg},\text{Fe}^{\text{III}})_2(\text{SO}_4)_4 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$
Alunogen	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 17\text{H}_2\text{O}$

El drenaje ácido es el impacto relacionado con la minería más citado en la bibliografía científica, se incluyen tanto caracterizaciones “in situ” como resultados experimentales. Existen estudios sobre la caracterización del agua ácida de mina (Mayo et al. 1992, Sánchez España et al. 2005 a, b), sobre el impacto generado por el drenaje ácido (Aykol et al. 2003, Gray 1977, Ashley et al. 2004, Lee 2003, Yu 1997) y sobre la influencia del substrato geológico sobre la composición del drenaje (Plumlee et al. 1992). Estudios sobre los usos del agua ácida de mina (Banks et al. 1996), y sobre la estimación a partir del color del drenaje su características hidroquímicas y su potencial uso como pigmento (Kirby et al. 1999). Se han realizado experiencias para cuantificar la generación de acidez, ya sea en un material saturado

con sulfuros (Schüring et al. 1997) o mediante una meteorización acelerada de un substrato rocoso (Kargbo y He 2004). Se ha estimado el tiempo que tardaría en cesar la generación de acidez a partir de la cuantificación de pirita existente y el oxígeno disponible (Elberling et al. 2003). Los estudios de remediación recogen ejemplos de remediación natural inducido por la presencia de material carbonatado en el acuífero (Iribar et al. 2000, Younger 2001), o por la mezcla del drenaje ácido con agua no ácida (Sánchez España et al. 2005a); remediación pasiva mediante humedales (Barton y Karathanasis 1999), o a partir de una balsa de residuos mineros empleada a modo de humedal aerobio (Iribar et al. 1999). La atenuación activa se ha centrado en la aplicación antrópica de materiales carbonatados (Durán-Barrantes et al. 2004, Maree et al. 2004 a, b) y el desarrollo de barreras permeables reactivas, desarrollado con mayor detalle posteriormente.



Figura 1.2 Eflorescencias salinas sobre lodos de flotación (Sierra de Cartagena-La Unión)

Merece especial atención el agua presente en el interior de las cortas mineras, denominada en la literatura como “open-pit lakes”. Estos lagos han sido estudiados con la finalidad de determinar la generación de acidez mediante la evaluación del sulfuro presente (Knöller et al. 2004), conocer la evolución del pH en función de la evaporación sufrida en el lago a partir de la concentración de calcio y de la alcalinidad del agua existente (Eary 1998). Se ha estimado el impacto que puede ocasionar sobre un lago, el cese de las actividades mineras próximas, con el objetivo de evaluar su uso potencial para actividades cinegéticas (Werner et al. 2001). Castro y Moore (2000) proponen un método para mejorar las características del agua presente, ya que prevén que en los próximos años se generará un gran número de lagos en cortas mineras a lo largo del mundo, implicando grandes volúmenes de agua susceptibles de uso una vez remediados.

1.1.3 Impactos producidos por los residuos mineros y metalúrgicos

Las labores de extracción, transporte y beneficio del mineral llevan asociadas la generación de gran cantidad de residuos, tanto sólidos, como líquidos y gaseosos. Los residuos sólidos proceden de las actividades de extracción y tratamiento metalúrgico, los residuos líquidos están constituidos por el agua

empleada en los distintos procesos (lavado, transporte, refrigeración, etc.) que tras su uso queda contaminada y puede ser vertida al medio sin tratamiento. Las emisiones gaseosas son principalmente de CO₂, N₂ y en ocasiones SH₂ y FH.

En este apartado se hará referencia a los impactos producidos por los residuos sólidos, que pueden ser producidos por causas geotécnicas o estar relacionados con sus características químicas. El primer caso hace referencia a problemas de estabilidad de taludes, licuefacción y erosión, asociados con las propiedades físicas, mecánicas e hidrológicas de la acumulación de residuos. Estas características están condicionadas por la forma en la que se realizó el vertido, las características climáticas del lugar, el sistema de drenaje de la zona y de la propia acumulación de residuos. El segundo aspecto está relacionado con las características mineralógicas del material depositado, y depende del tipo de yacimiento explotado, del contexto geológico y del proceso minero-metalúrgico al que ha sido sometido, así como del clima del lugar.

El riesgo geotécnico se evalúa generalmente a partir de una caracterización geotécnica clásica (Jiménez y de Justo 1975). Pero en los últimos años se han puesto a punto nuevos ensayos específicos para la caracterización de los residuos minero-metalúrgicos de tamaño de grano limo-arcilla (Rodríguez 2002).

Una acumulación de residuos no aislada del medio es una fuente potencial de contaminantes para el mismo. En este párrafo se va a evaluar el riesgo ambiental de los residuos mineros ligado a la generación de lixiviados. Esta valoración se puede realizar con varios ensayos, cuyo objetivo es determinar qué sustancias pueden ser liberadas del sólido (residuo) en determinadas condiciones. Se emplean diferentes sustancias extractantes con el objetivo de extraer de un modo selectivo las formas químicas que interesa conocer y evaluar. Normalmente los agentes extractantes más comunes son: H₂O destilada para extraer la fracción de metal soluble, sales neutras para la fracción de metal intercambiable, ácidos débiles para obtener la fracción de metal unida al carbonato, agentes reductores para determinar la fracción unida a oxi-hidróxidos, agentes oxidantes para obtener el metal unido a la materia orgánica y ácidos fuertes para extraer la fracción residual.

Cuando se emplean en un mismo ensayo varios extractantes de forma consecutiva se denomina esquema de extracción secuencial. Diversos autores han definido diferentes secuencias (Levy y Schlesinger 1999, Ma y Uren 1995) pero el SM&T (Standard Measurements and Testing Program), sucesor de las instituciones European Community Bureau of Reference (BCR) y Testing Program (M&T), ha propuesto un esquema de extracción secuencial en 3 etapas (1ª etapa donde el agente extractante es un ácido débil, en la 2ª etapa se aplica un agente reductor, y en la 3ª etapa se añade un agente oxidante).

La US-EPA (United States of America- Environmental Protection Agency) recomienda la realización de un esquema de extracción simple o “test de lixiviación”, es decir emplear un único agente extractante selectivo, para determinar el riesgo ambiental posible de un sólido. El ensayo recomendado es el denominado TCLP Method 1311 (Toxicity Characteristic Leaching Procedure), el cual determina los componentes tóxicos que pueden existir en un residuo empleando como agente extractante ácido acético (CH_3COOH) diluido y de pH conocido, el pH varía en función del pH del material a ensayar. Un sólido se considera tóxico cuando el extracto obtenido presente componentes tóxicos reconocidos por National Interim Primary Drinking Water Standards que superen la concentración indicada en un factor de 100, este factor representa un factor de dilución y atenuación.

El Deutsches Institut für Normung propone el test de lixiviación recogido en la norma DIN 38414-S4, que consiste en poner en contacto el material/residuo (diámetro de partícula < 10 mm) con agua bajo condiciones controladas durante un periodo de 24 h, los componentes no disueltos se separan mediante filtración a 0.45 μm con centrifugación y el extracto es analizado para la determinación de los componentes de interés. Esta normativa indica que el filtrado no puede presentar una concentración superior a 5 mg/L de Zn y Cu, 1 mg/L de Ni y Pb, 0.5 mg/L de As, 5000 mg/L de Cl^- , 1500 mg/L de SO_4^- entre otros componentes (Marguí 2006).

Diversos ejemplos muestran los depósitos de residuos como fuentes de contaminantes para el medio físico debido a su desestabilización, afección a cauces y desembocaduras (Wray 1998), suelos (Navarro et al. 2004) y al medio hídrico subterráneo y superficial (Concas et al. 2006, Loredó et al. 2005, Loredó y Pendas 2006, Aykol et al. 2003, Yu 1997). Los accidentes, rotura de diques y deslizamientos, permiten la movilización de gran cantidad de elementos contaminantes (Sánchez et al. 1998, Gómez-Parra et al. 2000, Hudson-Edwards et al. 2003, Manzano et al. 1999). Existen estudios sobre técnicas que favorecen su estabilización, ya sea mediante la aplicación de material carbonatado, alúmina y cenizas volantes (Mohamed et al. 2002), o previendo su comportamiento a partir de un modelo análogo de origen natural (Chapell y Craw 2000), y estudios sobre el efecto de la estabilización años después de haber aplicado una cobertura y haber saturado los depósitos (Holmström et al. 2000).

Sobre los depósitos de residuos se pueden generar eflorescencias salinas, altamente solubles en agua (Fanfani et al. 1997, Hammarstrom et al. 2005) cuyos efectos ya han sido indicados en el apartado anterior. Los lixiviados generados a partir de los residuos han sido analizados por Ahonen y Tuovinen (1992), Marguí et al. (2004, 2006), Gerke et al. 1998, del Olmo (1998), Rodríguez y Candela (2005) entre otros.

1.1.4 Rehabilitación del medio hídrico

En este apartado se hace un análisis sobre investigaciones relacionadas con la atenuación de la acidez y disminución de la concentración de metales en el agua de mina, ya sea en el propio acuífero, o de los lixiviados generados a partir de acumulaciones de residuos. La remediación se puede llevar a cabo con diversos objetivos ya sea para atenuar el impacto ambiental o para habilitar el agua para un determinado uso. Para ello es necesario la evaluación y monitorización de las características hidroquímicas e hidráulicas del agua en la recuperación del nivel tras el cese de los bombeos (Collon et al. 2006) y el estudio de la evolución de las misma tras la posterior explotación (Garzonio y Affuso 2004).

El agua de mina en función de sus características puede tener diversos usos o aplicaciones potenciales (Banks et al. 1996):

- 1) para tratamiento de aguas (Ej.: como floculante de aguas residuales)
- 2) como aguas medicinales (balnearios)
- 3) aplicada a procesos industriales, el agua y/o los precipitados, pueden usarse para tintes y pigmentos, crear pátinas de protección, ladrillos...
- 4) como fuente de metales y metaloides, tanto el agua como los ocres

Como se ha indicado previamente el agua de mina se puede caracterizar por presentar una elevada concentración de metales y sulfato, así como un elevado contenido en total de sólidos disueltos y un pH bajo, por lo que su vertido incontrolado puede causar un gran impacto en el medio ambiente. De ahí la necesidad de tratarla para evitar consecuencias nocivas para el entorno. Tradicionalmente se han aplicado tratamientos activos, los cuales mejoran la calidad del agua mediante la adicción de productos (bio)-químicos o la aplicación de energía de un modo continuado (Younger et al. 2002), con un elevado coste económico asociado y generación de una gran cantidad de residuos, haciéndolos prácticamente inviables a largo plazo. Los productos (bio)-químicos pueden ser líquidos o sólidos alcalinos ($\text{Ca}(\text{OH})_2$, NaOH), polímeros orgánicos y minoritariamente gases a presión. La energía necesaria es la consumida por el bombeo, mezclado, calentado y aireación del agua. Normalmente el procedimiento seguido es denominado, ODAS- Oxidation, Dosing with Alkali and Sedimentation (Younger et al. 2002): oxidación (mediante aireación mecánica, química o biológica...), generación de alcalinidad (aplicación de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, NaOH) y precipitación de los elementos contaminantes (en balsas de decantación mediante la adicción de floculantes y coagulantes).

En las dos últimas décadas se han desarrollado los denominados tratamientos pasivos, que consisten en el desarrollo de sistemas donde se potencian los procesos químicos y biológicos del medio natural, sin ser necesario un consumo continuo de energía ni de productos químicos, y cuya viabilidad es a largo

plazo. Se pueden dividir en dos grupos: los tratamientos superficiales y los subterráneos. Antes de seleccionar un sistema de tratamiento es imprescindible realizar una profunda caracterización y cuantificación del agua a tratar, de los mecanismos de degradación y de la red de flujo (Hyman y Watzlaf 1995). El caso más sencillo, económico y rápido de tratamiento pasivo superficial es la aplicación directa de sustancias alcalinas (calcita, hidróxido de calcio o de sodio) al curso de agua para aumentar su pH y provocar la precipitación de los metales que lleve en disolución.

Los sistemas de tratamiento pasivo en superficie pueden ser humedales (anaerobios para aguas que no contengan ni Al ni Fe y aerobios para favorecer la precipitación y eliminación de Fe y Mn del agua), drenajes anóxicos carbonatados (zanjas rellenas de material carbonatado cubiertas por una capa aislante de la atmósfera), canales carbonatados abiertos, sistemas de producción sucesiva de alcalinidad (combina los drenajes anóxicos carbonatados y los humedales anaerobios) y mediante tanques reactivos (depósitos rellenos de material carbonatado triturado hasta fracción arena).

El tratamiento pasivo subterráneo se realiza mediante barreras permeables reactivas, que consisten en la excavación de una zanja y el relleno de la misma con el material para el tratamiento del agua, se clasifican en función de su morfología y del proceso físico-químico que se produzca en ellas (Blowes et al. 2000, Younger et al. 2002).

En la bibliografía existen muchos ejemplos de atenuación de la acidez y de disminución de la concentración de metales. Estudios experimentales donde se evalúa el uso de compost para la sorción de metales como tratamiento pasivo (Gibert et al. 2005 a, b). Schwartz y Ploethner (1999) muestran la eliminación de metales pesados por la precipitación junto con carbonato en un canal de hormigón, ya que el agua de mina que entra en el canal se caracteriza por tener una alta presión de CO₂ y estar saturada en calcita y dolomita. Iribar et al. (1999, 2000) indicaron que para tratar el agua de mina que llegaba al cauce del arroyo Gesala, que provocó la practica eliminación de la población piscícola debido al elevado contenido de metales disueltos y a la precipitación de ferro-hidróxidos en el cauce, el agua se derivó a las antiguas balsas de lodos para que éstas actuasen a modo un humedal aerobio, disminuyendo la concentración de metales del agua que alcanza el cauce. Existen casos de atenuación natural debido a que la mineralización se encuentre encajada en material carbonatado (Younger 2001).

Las publicaciones elaboradas sobre la aplicación de barreras reactivas son muy variadas, muestran desde el logro de una remediación efectiva (Jarvis et al. 2006), aspectos constructivos (Silgado et al. 2001) y los mecanismos de retención de metales (Gibert et al. 2004). Gibert et al. (2005 a, b) muestran el uso potencial de diversos materiales para su emplazamiento en las barreras, caso del compost vegetal y

urbano en combinación con otros materiales mas comunes en las barreras, como el material carbonatado. Lapointe et al. (2006) indica el uso del bauxsol™, constituido por residuos de la producción de alúmina mezclado con agua de mar o alguna salmuera o sales que contengan Ca o Mg, Cl que proporcionen un pH aproximadamente neutro, o los resultados obtenidos por Wantanaphong et al. (2005) mediante la mezcla de residuos y materiales naturales como quitina, cenizas volantes, arcilla, cáscara de cacao, algas y zeolitas para evaluar su capacidad de retención de metales.

1.2 ENTORNO SOCIAL

En la CE existe un déficit legal con respecto a la legislación de las actividades mineras, con la excepción de la minería del carbón cuya legislación recoge todos los aspectos relacionados con el periodo de explotación y posterior cese de las actividades, tal como recoge el proyecto de “Coll de Jou II” (Saldes, Barcelona 1985). Actualmente, no existe legislación que regule las afecciones de la minería metálica de un modo global. Es a partir de los accidentes producidos por las roturas de diques de las balsas en Aznalcóllar (1998, España) y en Baia Mare (2000, Rumania) cuando se inicia el desarrollo de normativas adecuadas a nivel regional, estatal y europeo (Kroll et al. 2002).

En Marzo de 2006 se publicó la DIRECTIVA 2006/21/CE sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas, sin embargo no existe una normativa que englobe todas las afecciones asociadas con el abandono de una zona minera. La entrada de la Directiva Marco del Agua debe llevar a cabo una ampliación cualitativa y cuantitativa de las redes de control, a escala de subcuenca local para llevar a cabo un control efectivo de la contaminación (Loredó y Pendas 2006).

En lo que respecta a las normativas existentes en EEUU, en la página web de la EPA-US, (<http://www.epa.gov/superfund/resources/remedy/pdf/amscch.pdf>), existe un manual sobre zonas mineras abandonadas pero sin carácter regulador denominado “Abandoned mine site characterization and cleanup handbook”.

En los últimos años la explotación de materias primas metálicas ha pasado a un segundo plano en ciertos países europeos, a favor del reciclado de metales y a la explotación de grandes yacimientos en países en vías de desarrollo. San Cristóbal y Biezma (2006) a partir del análisis económico de la industria minera en Europa, indicaron que sectores dentro de la minería son clave para cada país, en el caso de España el sector clave no está relacionado ni con la minería metálica ni con la energética, siendo uno de los

principales países exportadores de pizarra y rocas ornamentales, de caolín para cerámica, arenas de sílice para vidrio y sepiolita para absorbentes.

En el periodo 2000-2002 la producción nacional de Sr ocupó un lugar preferente entre los países productores de concentrados. Mientras que la producción nacional de concentrados de Zn finalizó en el primer trimestre de 2003. En 1999 se inició el declive de la minería nacional del cobre, siendo a corto plazo el proyecto de Cobre Las Cruces S.A. (Gerena, Sevilla) el único con buenas perspectivas. La producción nacional de minerales de estaño, procede exclusivamente de la mina Insuperable en Puebla de Azaba (Salamanca), pero la extracción va disminuyendo de forma progresiva. La producción de Fe se limita a la explotación la Cala (Huelva) activa desde 1997. Existen diversas empresas que extraen minerales oxidados de hierro cuyo destino no es la industria siderúrgica. La producción nacional de concentrados de plomo, con el cierre o la paralización de la minería en la Faja Pirítica y el agotamiento del yacimiento de Reocín (cerró tras 147 años de actividad en Marzo de 2003) ha sufrido un brutal descenso en los dos últimos años. En 2003 se dio por finalizada la campaña metalúrgica de mercurio concluyendo toda actividad en Minas de Almadén (www.igme.es actualizados a 2003, Julio 2006).

1.3 IMPACTOS SOBRE EL MEDIO HÍDRICO POR LA MINERÍA METÁLICA EN ESPAÑA

En España ha existido una larga tradición minera. Los recursos naturales han sido explotados a lo largo de todo el territorio por todas las civilizaciones que lo ocuparon. Actualmente, casi todas esas zonas mineras que tuvieron sus momentos de auge y fueron importantes fuentes de riqueza se encuentran abandonadas, y en la mayoría de los casos no existen planes de restauración, con la excepción del caso de la mina de Reocín (Pb-Zn, Cantabria) y la futura explotación de Cobre Las Cruces S.A. (Cu, Sevilla).



Figura 1.3 Las médulas (León)

Existen varios distritos mineros en los que parte de ellos se ha habilitado para actividades culturales, científicas y lúdico-recreativas, son los denominados parques geomíneros, desarrollados con el objetivo de intentar paliar la depresión económica en la que se sumen estas zonas tras el cese de las actividades de extracción. En España existen varios parques en funcionamiento y bastantes en proyecto, entre los activos mencionar el Parque Minero de Río Tinto (Huelva; <http://www.parquemineroderiotinto.com>), Museo de Minas de Almadén y Arrayanes (Ciudad Real), Parque minero Pozo Norte (Puertollano, Ciudad Real), Parque geológico-minero de Las Médulas (León; Fig. 1.3) y Parc cultural de la muntanya de sal (Cardona, Barcelona). Pero estas actuaciones no han deparado en los impactos que las actividades mineras generaron, y no se ha incluido un plan de restauración/rehabilitación medio ambiental.

A continuación se muestran resultados de estudios hidrológicos elaborados sobre distintas zonas mineras metálicas españolas publicados en actas de congresos y revistas internacionales, ya que la mayoría de la información existente no está disponible al recogerse en informes de propiedad privada.

1.3.1 Explotación de W-Sn. Presencia de As en el agua

El mayor auge en la explotación del W-Sn en Salamanca tuvo lugar entre 1940-1987. La principal producción en España de tungsteno se encontraba en el stockwork de Barruecopardo. Principalmente se explotaba wolframita, scheelita y casiterita. Esta mineralización está acompañada de arsenopirita. Las zonas explotadas se localizan principalmente en el extremo SW de la cuenca del río Duero, donde existe un sistema acuífero importante constituido por varios acuíferos regionales. Estos acuíferos están formados por materiales cuaternarios (existen varios niveles acuíferos de arenas muy permeables con espesores de 5-10 m), del Mioceno (principalmente arcosas) y finalmente por material Paleozoico (acuífero fracturado).

García-Sánchez y Álvarez-Ayuso (2003) indicaron que las muestras de agua procedentes de los cauces, manantiales y pozos superficiales presentan una concentración de As muy baja, debido a la adsorción del As por parte de los sedimentos del río y al efecto de dilución producido gracias a la amplia red de drenaje. Los valores más altos registrados en los cauces de agua superficial ($>20 \mu\text{g/L}$) responden a muestras próximas a la zona minera. Las muestras recogidas en la propia zona minera presenta un amplio rango de concentraciones alcanzando valores $>500 \mu\text{g/L}$. Estos valores confirman la baja movilidad del As en condiciones supergénicas. La concentración de As en las muestras de agua subterránea es muy baja. Hay muestras con contenidos elevados ($>10 \mu\text{g/L}$), cuyo origen se explica considerando como fuente de As la arsenopirita para los acuíferos fracturados; mientras que en los acuíferos detríticos la fuente de As puede tener su origen en el As adsorbido por oxi-hidróxidos de Fe, y ser liberado en condiciones reductoras por la acción de algunos microorganismos.

1.3.2 Explotación de Hg. Problemas con Hg y As

En el distrito minero de Almadén se ha encontrado la mayor acumulación natural mundial conocida de Hg. Se han producido 285 000 t de Hg durante 2000 años de actividad minera (Higueras et al. 2006, Gray et al. 2004). Según Higueras et al. (2006) el Hg presente en muestras de suelos y sedimentos del distrito de Almadén se encuentra en forma de cinabrio o como Hg asociado a materia orgánica, a partir de esta segunda forma es como el Hg entra en la cadena trófica. La concentración de MeHg en el distrito alcanza valores mayores a 3100 ng/g en los residuos de la calcinación, entre 0.32-82 ng/g en sedimentos y de 0.04-30 ng/g en agua.

En Asturias la minería del Hg también tuvo un gran desarrollo hasta la crisis del Hg en la década de 1970, como consecuencia existen muchas minas abandonadas. Los datos disponibles proceden de las zonas de Muñón Cimero (Loredo et al. 2006), Brañalamosa (Loredo et al. 2003) y Los Ruedos (Loredo et al. 2005). Los minerales presentes son: cinabrio, oropimente, rejalgar, pirita, arsenopirita, marcasita y pararejalgar, calcopirita, metacinabrio, Hg nativo, esfalerita, galena y estibnita.

En Muñón Cimero (Loredo et al. 2006) la concentración total de mercurio en el agua superficial varía desde <0.5 a 91 µg/L, en los manantiales locales la concentración es de 1-13.5 µg/L, y el valor medio en agua subterránea es de 6.1 µg/L. En la zona de Brañalamosa (Loredo et al. 2003) el agua superficial tiene una conductividad eléctrica media de 273 µS/cm, un pH medio de 7.4, la concentración de As está bajo el límite de detección aguas arriba de la mina y alcanza los 1900 µg/L aguas abajo. El agua presente en el interior de la mina tiene una conductividad de 233 µS/cm, pH de 7.8 y una concentración de As en la bocamina de 1800 µg/L. El agua subterránea presenta una concentración de As aguas abajo de la mina comprendida entre 1100-1800 µg/L, la concentración de Hg siempre está bajo los límites de detección, debido a su reducida movilidad. En los Ruedos (Loredo et al. 2005) las balsas de residuos son una fuente de elementos ecotóxicos, principalmente de As y Hg, para las aguas subterráneas y superficiales debido a la presencia de arsenopirita, escorodita y rejalgar. El drenaje de mina y los lixiviados presentan un pH ácido (2.43-2.50) y las siguientes concentraciones: 2900-4600 mg/L de SO₄⁻, 1.4-9.2 mg/L de As, 0.03-0.48 mg/L de Pb y 3.6-14 µg/L de Hg.

1.3.3 Minería de sulfuros metálicos

Para conocer las afecciones realizadas por la minería de sulfuros metálicos en España se han recopilado los datos hidrológicos disponibles de la Mina Troya (Guipúzcoa), de la Mina de Reocín (Cantabria), del batolito de Linares (Jaén) y de la Faja Pirítica Ibérica y incluidas las afecciones del vertido de Aznalcóllar.

Mina Troya

La Mina Troya es un claro ejemplo de atenuación natural de la acidez producida por la disolución del material carbonatado del acuífero cárstico en el que se emplazaban las explotaciones (Iribar 2000). La mineralización se encontraba en el techo de un paquete carbonatado de 200 m de espesor. Para la explotación en Troya el nivel piezométrico se deprimió unos 230 m, en 1982 el nivel se encontraba a 425 msnm y en 1992 estaba a 190 msnm, tras el cese de la explotación en Marzo de 1995 se encontraba a 335 msnm y empezó a surgir el agua de mina por una bocamina, el punto de la mina situado a cota mas baja (Iribar 2001). Según Iribar y Gómez-Alday (2001) el agua que surge por la bocamina tiene pH neutro y una concentración elevada de SO_4^- y Ca^{2+} , a partir de un estudio isotópico se comprobó que el SO_4^- procedía de la oxidación de la pirita no de la disolución de yesos que se encuentran inyectados en fallas de esta zona, ya que la disolución de SO_4^- no produce fraccionamiento mientras que la oxidación de sulfuros sí, observándose fraccionamientos muy negativos. La concentración de SO_4^- , Fe y otros iones ha ido descendiendo progresivamente desde 1995 hasta la actualidad, la modelación hidroquímica indica que se está produciendo una reducción en el ritmo de oxidación de la pirita (Iribar 2001). En la Tabla 1.3 se muestran las características hidroquímicas del agua presente en el entorno de Mina Troya.

Tabla 1.3 Características hidroquímicas medias del agua muestreada en Mina Troya (Iribar et al. 2000)

(mg/L)	Manantial Troy	Pozos de drenaje (1983-1993)	Drenaje por bocamina (rampa N 1995-1997)
HCO_3^-	220	350	358
SO_4^-	46	126	1500
Ca^{2+}	68	110	580
Mg^{2+}	11	25	68
NO_3^-	2	3.5	0
NH_4^+	0	0	0.9
Fe^{2+}	0.006	0.03	60
Mn^{2+}	-	0.16	1.2
Zn^{2+}	-	0.17	4.7
Ni^{2+}	-	-	0.06
Pb^{2+}	-	-	0.005
Al^{3+}	0.04	0.13	2.3
pH	7.2	7.6	6.8

Mina de Reocín

La explotación en Reocín comenzó en 1856 por la Real Compañía Asturiana de Minas, que explotó calaminas mediante minería a cielo abierto "Zanjón", agotada la parte superficial se continuó con minería subterránea haciendo la explotación mediante cámaras y pilares. La mina de Reocín fue la primera mina de Europa en instalar un lavadero de flotación diferencial, ocurrió en 1927. Se trataba de un yacimiento estratiforme de blenda, galena y marcasita encajado en dolomías ankeríticas. López Vera (1978)

estableció que el agua bombeada procedía de la infiltración del agua de los ríos Saja y Besaya. Trilla (1978) corroboró esta hipótesis con un estudio isotópico. Rouch y Goubault (1980) comprobaron este origen mediante el estudio de la materia orgánica y microorganismos presentes en el agua. En la explotación de la mina de Reocín el agua subterránea suponía un continuo riesgo de inundación de las cámaras. El desagüe representaba el 20% del precio de coste de la tonelada de todo-uno (Fernández et al. 1992). El aporte de agua a la mina era de 1100 a 1200 L/s a una profundidad de -272 msnm, necesiándose un bombeo de 330 m de altura.

Batolito de Linares

En la década de 1980 cesó la actividad minera en la zona de Linares, donde se explotaba una mineralización asociada a la intrusión de un batolito granítico constituida esencialmente por galena argentífera, acompañada por sulfoantimoniuros de Pb y Cu. Las mayores extracciones de galena en la zona se realizaron a principio del siglo XX. A mediados de ese siglo para drenar los niveles mas profundos era necesario bombear agua de más de 500 m de profundidad, por lo que se construyó una galería de drenaje denominada “socavón general minero” de 12 km de longitud a cota 250. Originariamente fue diseñada para evacuar unos 600 L/s, pero sólo fue operativa durante un corto periodo de tiempo. El agua drenada se dirigía por gravedad al río Guadalimar.

Actualmente, con el cese de la actividad el nivel se ha recuperado y el “socavón” se comporta como un manantial de un acuífero heterogéneo. Pero con el aumento de demanda de agua para riego de los cultivos, tradicionalmente de secano, se ha llegado a explotar el agua existente en los huecos mineros del batolito, afectando al caudal del socavón general. Benavente et al. (2005) aproximaron que el 80 % de los huecos mineros están saturados, representando un volumen de 8.5 hm³, la recarga del batolito oscila entre 8-10 hm³ (7-8 hm³/año por infiltración y 1-2 hm³/año de aportes laterales). Estos autores estiman que el 33 % del agua está entre la superficie del terreno y la cota 250, entre 250-0 msnm el 61 % y desde 0-(-250) msnm el 3 % del volumen de agua calculado. Si se considera un incremento de los bombeos a un ritmo del orden de 0.5 hm³/año, la desaturación del batolito se podría producir en un periodo aproximado de 10 años (Benavente et al. 2005).

Faja Pirítica

La denominada Faja Pirítica mide 250 km de largo por 25-70 km de ancho, y está constituida por una mineralización metálica en sulfuros masivos. Es uno de los distritos mineros con más historia de la península y con mayor información disponible. Se ha comprobado que el estuario del río Tinto ya estaba contaminado por efectos de la actividad minera antes de que comenzaran las extracciones a gran escala llevadas a cabo a partir del siglo XIX (Davis Jr et al. 2000).

Sánchez España et al. (2005a) indica las características hidroquímicas de 12 cauces no afectados por actividad minera y de 64 drenajes ácidos presentes en la cuenca del río Odiel. Los cauces naturales presentaban bajos contenidos de ion sulfato (6-32 mg/L), cloruro (12-26 mg/L), conductividad eléctrica (98-578 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y pH neutro, donde los metales más abundantes son el Fe con una concentración comprendida entre 26-445 $\mu\text{g}/\text{L}$ y el Al con 23-253 $\mu\text{g}/\text{L}$. En los drenajes ácidos las concentraciones e incluso los caudales presentan una gran variabilidad, variando desde efímeros hasta 220 L/s. La concentración de ion sulfato oscilaba entre 30-44000 mg/L, cloruro 90-17000 mg/L y la conductividad eléctrica entre 1000-24000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, el pH queda comprendido entre 1.4-5.7. Los contenidos en metales oscilan entre: As 1-39700 $\mu\text{g}/\text{L}$, Ba <20-25 $\mu\text{g}/\text{L}$, Cd 0-8238 $\mu\text{g}/\text{L}$, Co 60-47839 $\mu\text{g}/\text{L}$, Cr <20-1216 $\mu\text{g}/\text{L}$, Ni 0-16700 $\mu\text{g}/\text{L}$, Pb 2-725 $\mu\text{g}/\text{L}$, Al 0.2-2580 mg/L, Fe 0-5848 mg/L, Cu 0-440 mg/L y Zn 0-1437 mg/L. Se estima que un 85 % de curso principal del río Odiel está afectado por la minería, incluyendo su desembocadura donde se alcanzan valores de pH de 3.0 ± 0.5 . Alrededor del 99 % del Fe y As y del 60-80 % de Al, Mn, Cu, Zn, Cd, Pb y SO_4^- transportados en disolución por los drenajes ácidos son retenidos en la cuenca del Odiel en fase sólida, en minerales como la schwertmannita, jarosita, ferrihidrita, basaluminita y en eflorescencias salinas, con un gran riesgo de ser movilizados durante crecidas y tormentas. Por este proceso, sólo el 1% del Fe total y del As disuelto y entre el 20-40 % de Al, Mn, Cu, Zn, Cd, Pb y SO_4^- podría llegar al estuario de Huelva.

Sánchez España et al. (2005b) muestra la atenuación natural de dos drenajes ácidos de mina presentes en la zona de Tharsis y La Zarza-Perrunal, explotadas desde tiempos pre-romanos para la extracción de Ag y Au, y la época reciente para la extracción de ácido sulfúrico y metales (Cu, Zn y Pb). Las explotaciones se clausuraron en la década de 1990. Existen 10 drenajes ácidos de mina generados por lixiviados de residuos en Tharsis y 2 drenajes por bocaminas en La Zarza-Perrunal. La atenuación natural se produce mediante la formación de schwertmannita a pH 2-3, que retiene Fe y As por absorción, la mezcla con otras aguas que aumentan el pH y se favorece la precipitación total de Fe^{3+} a $\text{pH} < 4$, y la posterior eliminación del Al mediante la formación de fases poco cristalinas (hidrobasaluminita, gibbsita) a $\text{pH} > 4.5$. La formación de precipitados coloidales de Fe y Al está relacionado con la acidez y la sorción de elementos como As, Pb, Cu, Zn, Cd o Mn. Los cationes más solubles (Cu, Cd, Co, Mn y Zn) permanecen en disolución hasta alcanzar valores neutros de pH, son principalmente adsorbidos a pH 4.5-7.5. Esta atenuación natural depende del pH y de la concentración de Fe^{3+} , que determina la cantidad de adsorbente formada (Sánchez- España et al. 2005b).

Las minas de Aznalcóllar han sido explotadas desde la época romana, pero sólo desde 1876-1996 de un modo continuado, siendo por minería subterránea hasta 1975. En 1978 se construyó la planta de

concentrado para Zn, Pb y Cu. Los lodos del vertido estaban constituidos principalmente por pirita, y en menor medida por galena, esfalerita, calcopirita, arsenopirita y otros sulfuros, mientras que el agua estaba constituida por altas concentraciones de metales y metaloides en disolución (Zn, Fe, Mn, Cu, Pb, Ni, Cd y As). Estos residuos eran vertidos a la presa de Aznalcóllar. En Abril de 1998 se produjo la ruptura del dique de esta presa de lodos; 2 hm³ de lodos y 4 hm³ de agua ácida se vertieron en el río Agrio, afluente del río Guadiamar (Olías et al. 2005). En estudios previos a 1998 ya se constataron altas concentraciones de metales en el río Agrio aguas abajo de la zona minera (Arambarri et al. 1996), que se caracterizaba por una conductividad eléctrica media de 1652 $\mu\text{S}/\text{cm}$, registrando un contenido máximo en Fe de 35.3 mg/L, 3.55 mg/L de Mn, 2.40 mg/L Zn, 0.07 mg/L de Pb, 0.06 mg/L de Ni y 0.02 mg/L de Cd. Ya existían problemas con el agua retenida en las riberas, y cuando se producía un descenso del caudal del río se generaban costras de hidróxidos, yesos y otros sulfatos, fácilmente transportados en disolución o en suspensión aguas abajo en momentos de crecidas.

Manzano et al. (1999) mostró que los pozos no inundados por el vertido no presentaban contaminación a causa del mismo en los 6 meses posteriores al accidente. Los pozos afectados mostraban diferentes evoluciones, los pozos que presentaban concentraciones de metales pesados ligeramente más altas que los pozos no afectados tendían a disminuir esta concentración, principalmente por efecto de dilución. Mientras que las muestras con mayores contenidos en metales sufrían un ligero aumento en el pH y descenso de la CE y de la concentración de metales. Este descenso era especialmente importante para As, Cd y Pb debido al efecto de dilución, y al ser adsorbidos en los minerales de la arcilla y en partículas coloidales inorgánicas. En algunos pozos se observaron incrementos en la concentración de metales y CE y descenso en el pH, atribuido a la oxidación de los sulfuros presentes en el pozo debido a una mala limpieza del mismo cuando se retiraron los lodos del vertido.

Olías et al. (2005) indicaron que el agua superficial tras 5 años después del vertido presenta pH 4, una conductividad eléctrica media de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y los metales mas abundantes son Al (máx. 11.73 mg/L), Mn (máx. 9.73 mg/L), Zn (máx. 11.49 mg/L) y Cu (máx. 1.2 mg/L), en los puntos de muestreo más próximos a la zona minera. Muestran que el agua subterránea del valle del río Guadiamar tiene altos contenidos en metales, e indican que es anterior al vertido, debida a la prolongada actividad minera en la zona. Se puede dividir en tres zonas en función del grado de contaminación, la primera y más próxima a la zona minera (0-8 km) es la más contaminada con pH ácido, alcanzando el ion sulfato concentraciones superiores a los 1000 mg/L. Una zona intermedia (8-13 km) donde el pH es casi neutro, disminuyendo la concentración de metales debido al efecto de dilución producido por la recarga (infiltración del agua de lluvia y aportes de los acuíferos Almonte-Marismas y Aljarafe) y una tercera zona (13-20 km) con pH>7 donde las concentraciones de metales están bajo los límites admisibles, aunque el ion sulfato permanece

elevado. Manzano et al. (2003) mediante el estudio isotópico de $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ y $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ comprobó que el sulfato presente en el agua no sólo procede de la oxidación de sulfuros sino que también hay una fuente de sulfato de origen primario, probablemente procedente de fertilizantes.

En Achterberg et al. (1999) se muestra que seis meses después del vertido los metales no habían llegado a las costas del Golfo de Cádiz, fenómeno justificado por la baja precipitación, la atenuación natural del río y la rápida retirada de los lodos. Pero Gómez-Parra et al. (2000) mostraron altas concentraciones de Zn (25-1195 $\mu\text{g/L}$) y Cd (0-4.5 $\mu\text{g/L}$) medidas en los humedales asociados al río Guadalquivir y Gudiamar, indicando que la contaminación alcanzó el Parque Nacional de Doñana.

Referencias

- Achterberg EP, Braungardt C, Morley NH (1999) Impact of Los Frailes mine spill on riverine, estuarine and coastal waters in southern Spain. *Water research* 33(16): 3387-3394
- Adams R, Younger PL (2001) A strategy for modelling ground water rebound in abandoned deep mine systems. *Ground Water* 39 (2): 249-261
- Ahonen L, Touvinen OH (1992) Mineral transformations during bacterial leaching of a complex sulphide ore. En: *Water-rock interaction* (ed.) Kharaka y Maest. Balkema 858 p
- Allan R (1997) Introduction: mining and metals in the environment. *Journal of Geochemical Exploration* 58: 95-100
- Arambarri P, Cabrera F, González-Quesada R (1996) Quality evaluation of the surface water entering the Doñana National Park (SW Spain). *The Science of the Total Environment* 191: 185-196
- Ashley PM, Lottermoser BG, Collins AJ, Grant CD (2004) Environmental geochemistry of the derelict Webbs Consols mine, New South Wales, Australia. *Environmental Geology* 46: 591-604
- Auernheimer C, Chinchon S (1997) Calcareous skeletons of sea urchins as indicator of heavy metals pollution. Portmán Bay, Spain. *Environmental Geology* 29 (1/2): 78-83
- Auernheimer C, Llavador F, Pina JA (1984) Chemical minority elements in bivalve shells. A natural model (Mar Menor Spain). *Archive Science Genève* 37 (3): 317-331
- Aykol A, Budakoglu M, Kumral M, Gultekin AH, Turhan M, Esenli V, Yavuz F, Orgun Y (2003) Heavy metal pollution and acid drainage from the abandoned Balya Pb-Zn sulfide mine, NW Anatolia, Turkey. *Environmental Geology* 45: 198-208
- Bain JG, Mayer KU, Blowes DW, Frind EO, Molson JWH, Kahnt R, Jenk U (2001) Modelling the closure-related geochemical evolution of groundwater at a former uranium mine. *Journal of Contaminant Hydrology* 52: 109-135

- Banks D, Younger PL, Dimplenton S (1996) The historical use of mine-drainage and pyrite-oxidation waters in central and eastern England, United Kingdom. *Hydrogeology Journal* 4 (4): 55-68
- Barton CD, Karathanasis AD (1999) Renovation of a failed constructed wetland treating acid mine drainage. *Environmental Geology* 39 (1): 39-50
- Benavente J, Hidalgo MC, El Mabrouki K, Rubio-Campos JC (2005) Explotación de recursos hídricos subterráneos en reservorios generados artificialmente: el caso de las antiguas labores mineras de Linares (Jaén). En: Agua, minería y medio ambiente. Libro homenaje al Profesor Rafael Fernández Rubio. (Eds.) López-Geta JA., Pulido Bosch A y Baquero Úbeda JC. 423-434
- Blowes DW, Ptacek CJ, Benner SG, McRae CWT, Bennett TA, Puls RW (2000) Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. *Journal of Contaminant Hydrology* 45: 123-137
- Brown JG, Bassett RL, Glynn D (1998) Analysis and simulation of reactive transport of metal contaminants in ground water in Pinal Creek Basin, Arizona. *Journal of Hydrology* 209: 225-250
- Castro JM, Moore JN (2000) Pit lakes: their characteristics and the potential for their remediation. *Environmental Geology* 39(11): 1254-1260
- Ciszewski D (1997) Channel processes as a factor controlling accumulation of heavy metals in river bottom sediments: consequences for pollution monitoring (Upper Silesia, Poland). *Environmental Geology*, 36 (1-2): 45-54
- Collon P, Fabriol R, Buès M (2006) Modelling the evolution of water quality in abandoned mines of the Lorraine Iron Basin. *Journal of Hydrology* 328: 620-634
- Concas A, Ardau C, Cristini A, Zuddas P, Cao G (2006) Mobility of heavy metals from tailings to stream waters in a mining activity contaminates site. *Chemosphere* 63: 244-253
- Chappell DA, Craw D (2000) Long-term stability of mine tailings, Macraes Mine, Otago: comparison to a geological analogue. *New Zeland Minerals & Mining Conference Proceedings*
- Davis Jr. RA, Welty AT, Borrego J, Morales JA, Pendon JG, Ryan JG (2000) Río Tinto estuary (Spain): 5000 years of pollution. *Environmental Geology* 39 (10): 1107-1116
- Deacon JR, Driver NE (1999) Distribution of trace elements in streambed sediment associated with mining activities in the Upper Colorado River Basin, Colorado, USA, 1995-96. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 37: 7-18
- del Olmo C (1998) Cierre de minas: algunos casos de estudio. *Actas de la reunión científico-técnica sobre el agua en el cierre de minas (España)*: 23-60
- DIN-NORMEN (1984) DIN 38414-S4 German Standard methods for the examination of water, waste water and sludge; group S (sludge and sediments): determination of leachability by water (S4)
- Durán-Barrantes MM, Jiménez-Rodríguez AM, Martel-Villagrán FJ (2004) Subproductos en la depuración de aguas ácidas de minería y empleo de residuos orgánicos como fuente carbonatada (Parte II). *Tecnología del Agua año XXIV* 245: 60-65
- Eary LE (1998) Predicting the effects of evapoconcentration on water quality in mine pit lakes. *Journal of Geochemical Exploration* 64: 223-236

- Elberling B, Balic-Zunic T, Edsberg A (2003) Spatial variations and controls of acid mine drainage generation. *Environmental Geology* 43: 806-813
- ERMITE-Consortium (2004) Mining impacts on fresh water environment: technical and managerial guidelines for catchment scale management. Younger PL, Wolkersdorfer Ch (Ed). *Mine, Water and the Environment* 23: S2-S80
- Fanfani L, Zuddas P, Chessa A (1997) Heavy metals speciation analysis as a tool for studying mine tailings weathering. *Journal of Geochemical Exploration* 58: 241-248
- Fernández Rubio F (1998) Clausura de minas: impactos hidrológicos. Reunión Científico-Técnica sobre el Agua en el Cierre de Minas. Oviedo. 1-17
- Fernández G, Reinoso J, Fernández G (1992) El karst de la mina de Reocín: un problema hidrológico. Jornadas sobre tecnología del agua en la minería. Colección: Temas Geológico-Mineros IGME 1-26
- García-Sánchez A, Álvarez-Ayuso E (2003) Arsenic in soils and waters and its relation to geology and mining activities (Salamanca Province, Spain). *Journal of Geochemical Exploration* 80: 69-79
- Garzonio CA, Affuso AMG (2004) Hydrogeological problems for the rehabilitation and re-utilization of the water resources of the mining area of Gavorrano (Italy). *Environmental Geology* 46: 286-294
- Gerke HH, Molson JW, Frind EO (1998) Modelling the effect of chemical heterogeneity on acidification and solute leaching in overburden mine spoils. *Journal of Hydrology* 209: 166-185
- Gibert O, de Pablo J, Cortina JL, Ayora C (2005a) Sorption studies of Zn(II) and Cu(II) onto vegetal compost used on reactive mixtures for in situ treatment of acid mine drainage. *Water Research* 39: 2827-2838
- Gibert O, de Pablo J, Cortina JL, Ayora C (2005b) Municipal compost-based mixture for acid mine drainage bioremediation: Metal retention mechanisms. *Applied Geochemistry* 20: 1648-1657
- Gibert O, Rötting T, de Pablo J, Cortina JL, Bolzicco J, Carrera J, Ayora C (2004) Metal retention mechanisms for the Aznalcóllar permeable barrier (SW Spain). *IMWA congress- Process, Policy and Progress (Spain)*: 61-68
- Gómez-Parra A, Forja JM, Delvalls TA, Saénz I, Riba I (2000) Early contamination by heavy metals of the Guadalquivir Estuary after the Aznalcóllar mining spill (SW Spain). *Marine Pollution Bulletin* 40 (12): 1115-1123
- Gray NF (1996) Field assessment of acid mine drainage contamination in surface and ground water. *Environmental Geology* 27: 358-361
- Gray NF (1997) Environmental impact and remediation of acid mine: drainage a management problem. *Environmental Geology* 30 (1/2): 62-71
- Gray JE, Hines ME, Higuera PL, Adatto I, Lasorsa BK (2004) Mercury speciation and microbial transformations in mine wastes, stream sediments, and surface waters at the Almaden Mining District, Spain. *Environmental Science & Technology* 38(16): 4285-4292
- Hammarstrom JM, Seal II RR, Meier AL, Kornfeld JM (2005) Secondary sulfate minerals associated with acid drainage in the eastern US: recycling of metals and acidity in surficial environments. *Chemical Geology* 215: 407-431

- Heikkinen P, Korkka-Niemi K, Lahti M, Salonen VP (2002) Groundwater and surface water contamination in the area of the Hitura nickel mine, Western Finland. *Environmental Geology* 42 (4): 313 – 329
- Herr C, Gray NF (1997) Sampling riverine sediments impacted by acid mine drainage: problems and solutions. *Environmental Geology* 29 (1/2): 37-45
- Hidalgo MC, Benavente J, Rey J (1999) First results on the presence of metallic contaminants in water after the abandonment of a sulphide mining district (Linares, Spain). *Proceedings IMWA congress- Mine, water & environment (Spain)*: 183-188
- Higueras P, Oyazun R, Lillo J, Sánchez-Hernández JC, Molina JA, Esbrí JM, Lorenzo S (2006) The Almadén district (Spain): anatomy of one of the world's largest Hg contaminated sites. *Science of the Total Environment* 356:112-124
- Holmström H, Salmon UJ, Carlsson E, Petrov P, Öhlander B (2000) Geochemical investigations of sulfide-bearing tailings at Kristineberg, northern Sweden, a few years after remediation. *Science of the Total Environment* 273: 111-133
- Hudson-Edwards KA, Macklin MG, Jamieson HE, Brewer PA, Coulthard TJ, Howard AJ, Turner JN (2003) The impact of tailings dam spills and clean-up operations on sediments and water quality in river systems: the Ríos Agrio-Guadiamar, Aznalcóllar, Spain. *Applied Geochemistry* 18:221-239
- Hyman DM, Watzlaf GR (1995) Mine drainage characterization for the successful design and evaluation of passive treatment systems. 17th Annual National Association of abandoned mine lands Conference
- Iribar V (2001) Origen y evolución hidroquímica del drenaje de mina Troya. En: Medina A, Carrera J (Ed): *Las Caras del agua subterránea*. Tomo I: 9-15
- Iribar V, Gómez-Alday JJ (2001) Composición isotópica y origen del S y O del SO_4^- del drenaje de Mina Troya. En: Medina A, Carrera J (Ed): *Las Caras del agua subterránea*. Tomo I: 437-442
- Iribar V, Izco F, Tames P, Antigüedad I, da Silva A (2000) Water contamination and remedial measures at the Troya abandoned Pb-Zn mine (The Basque Country, Northern Spain). *Environmental Geology* 39 (7): 800-806
- Iribar V, Izco F, Tames P, da Silva A, Antigüedad I (1999) Use of a tailings pond as an aerobic wetlands at the closed Troya Mine (Guipuzkoa, Northern Spain). *Proceedings IMWA congress- Mine, water & environment (Spain)*: 563-568
- Jarvis AP, Moustafa M, Orme PHA, Younger PL (2006) Effective remediation of grossly polluted acidic, and metal-rich, spoil heap drainage using a novel, low-cost, permeable reactive barrier in Northumberland, UK. *Environmental Pollution* 143: 261-268
- Jennings SR, Dollhopf DJ, Inskeep WP (2000) Acid production from sulfide minerals using hydrogen peroxide weathering. *Applied Geochemistry* 15: 235-243
- Jiménez JA, de Justo JL (1975) Propiedades de los suelos y de las rocas. En: *Geotecnia y cimientos*. (Ed.) Jiménez Salas JA. Volumen I. Editorial Rueda. Madrid. 466 pp.
- Kargbo DM, He J (2004) A simple accelerated rock weathering method to predict acid generation kinetics. *Environmental Geology* 46: 775-783

- Kirby CS, Decker SM, Macander NK (1999) Comparison of color, chemical and mineralogical compositions of mine drainage sediments to pigment. *Environmental Geology* 37 (3): 243-254
- Knöller K, Fauville A, Mayer B, Strauch G, Friese K, Veizer J (2004) Sulfur cycling in an acid mining lake and its vicinity in Lusatia, Germany. *Chemical Geology* 204: 303-323
- Kroll A, Amézaga JM, Younger PL, Wolkersdorfer Ch (2002) Regulation of Mine Waters in the European Union: The Contribution of Scientific Research to Policy Development. *Mine Water and the Environment* 21 (4): 193 – 200
- Ladd SC, Marcus WA, Cherry S (1998) Differences in trace metal concentrations among fluvial morphologic units and implication for sampling. *Environmental Geology* 36(3-4): 259-270
- Lapointe F, Fytas K, McConchie D (2006) Efficiency of Bauxsol™ in permeable reactive barriers to treat acid rock drainage. *Mine Water and the Environment* 25: 37–44
- Lee CH (2003) Assessment of contamination load on water, soil and sediment affected by the Kongjujuel mine drainage, Republic of Korea. *Environmental Geology* 44: 501-515
- Lee CH, Lee HK, Lee JC (2001) Hydrogeochemistry of mine, surface and groundwater from the Sanggok mine creek in the upper Chungju Lake, Republic of Korea. *Environmental Geology* 40 (4-5): 482-494
- Levy ET, Schlesinger WH (1999) A comparison of fractioning methods for forms of phosphorous soils. *Biogeochemistry* 47: 25-38
- López Vera CF (1978) Estudio hidrogeológico preliminar de la mina de Reocin (Santander-España). *Proceedings SIAMOS*. Granada
- Loredo J, Pendas F (2006) Efectos de la minería sobre la calidad de las aguas subterráneas en el Principado de Asturias. En: *Las aguas subterráneas en los países mediterráneos* (Eds.) López-Geta JJ, Andreu B y Carrasco F. Instituto Geológico y Minero de España. Serie: Hidrología y Aguas Subterráneas nº 17: 601-605
- Loredo J, Álvarez R, Ordóñez A (2005) Release of toxic metals and metalloids from Los Ruedos mercury mine (Asturias, Spain). *Science of the Total Environment* 340: 247-260
- Loredo J, Ordóñez A, Álvarez R (2006) Environmental impact of toxic metals and metalloids from the Muñón Cimero mercury- mining area (Asturias, Spain). *Journal of Hazardous Materials* (in press)
- Loredo J, Pereira A, Ordóñez A (2003) Untreated abandoned mercury mining works in a scenic area of Asturias (Spain). *Environmental International* 29: 481-491
- Ma YB, Uren NC (1995) Application of new fraction scheme for heavy metals in soil. *Soil Sci. Plant Anal.* 26: 3291-3303
- Manzano M, Ayora C, Domenech C, Navarrete P, Garralon A, Turrero MJ (1999) The impact of the Aznalcóllar mine tailing spill on groundwater. *The Science of the Total Environment* 242: 189-209
- Manzano M, Soler A, Carrera J, Custodio E (2003) Estudio Isotópico del origen del sulfato del agua subterránea en la zona afectada por el vertido minero de Aznalcóllar (SO España). En: *Seminarios de la Sociedad Española de Mineralogía* (Eds.) Barbero L y Mata MP 1: 415-432

- Maree JP, Strobos G, Greben H, Netshidaulu E, Steyn E, Christie A, Günther P, Waanders FB (2004a) Treatment of acid leachate from coal discard using calcium carbonate and biological sulphate removal". *Mine Water and the Environment* 23: 144–151
- Maree JP, Hagger MJ, Strobos G, Hlabela P, Cronjé H, van Niekerk A, Wurster A, Nengovhela R, Waanders FB (2004b) Design criteria for limestone neutralization at a nickel mine. *Mine Water and the Environment* 23: 152-156
- Marguí E (2006) Analytical methodologies based on X-Ray Fluorescence Spectrometry (XRF) and Inductively Coupled Plasma Spectroscopy (ICP) for the assessment of metal dispersal around mining environments. PhD Thesis. Universidad de Girona. 255 pp.
- Marguí E, Salvadó V, Queralt I, Hidalgo M (2004) Comparison of three-stage sequential extraction and toxicity characteristic leaching tests to evaluate metal mobility in mining wastes. *Analytica Chimica Acta* 524: 151–159
- Marqués MJ, Martínez-Conde E, Rovira JV, Ordóñez S (2001) Heavy metals pollution of aquatic ecosystems in the vicinity of a recently closed underground lead-zinc mine (Basque Country, Spain). *Environmental Geology* 40: 1125-1137
- May TW, Wiedmeyer RH, Gober J, Larson S (2001) Influence of mining –related activities on concentration of metals in water and sediment from streams of the Black Hills, South Dakota. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40: 1-9
- Mayer KU (1999) A numerical model for reactive transport in variably-saturated porous media. PhD Thesis. University of Waterloo. Canada
- Mayo AL, Nielsen PJ, Loucks M, Brimhall WH (1992) The use of solute and isotopic chemistry to identify flow patterns and factor which limit acid mine drainage in the Wasatch Range, Utah. *Ground Water* 30 (2): 243-249
- McDonal MG, Harbaugh AW (1984) A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. USGS Open file report 83-875. 528 pp
- Milu V, Leroy JL, Peiffert C (2002) Water contamination downstream from a copper mine in the Apuseni Mountains, Romania. *Environmental Geology* 42: 773-782
- Mohamed AMO, Hossein M, Hassani FP (2002) Hydro-mechanical evaluation of stabilized mine tailings. *Environmental Geology* 41: 749-759
- National interim primary drinking water regulations. US Environmental Protection Agency. Washington, DC: EPA, Pub. No. EPA-570/9-76-003, 1975, pp 66-68.
- Navarro A, Collado D, Carbonell M, Sánchez JA (2004) Impact of mining activities on soils in a semi-arid environment: Sierra Almagrera district, SE Spain. *Environmental Geochemistry and Health* 26:383-393
- Nordstrom DK (1999) Efflorescent salts and their effects on water quality and mine plugging. *Proceedings IMWA congress- Mine, water & environment (Spain)*: 543-546
- Olías M, Cerón JC, Fernández I, Moral F, Rodríguez-Ramírez A (2005) State of contamination of the waters in the Guadiamar Valley five years after the Aznalcóllar spill. *Water, Air, and Soil Pollution* 166: 103–119

- Parkhurst DL (1995) User's guide to PHREEQC-a computer program for speciation, reaction-path, advective-transport, and inverse geochemical calculations. US Geological Survey. Water Resources Investigation. Report 95-4227
- Plumlee GS, Smith KS, Ficklin WH, Briggs PH (1992) Geological and geochemical controls on the composition of mine drainages and natural drainages in mineralized areas. En: Water-rock interaction (ed.) Kharaka y Maest. Balkema 858 p
- Rodríguez R (2002) Estudio experimental de flujo y transporte de cromo, níquel y manganeso en residuos de la zona minera de Moa (Cuba): Influencia del comportamiento hidromecánico. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña 461 p
- Rodríguez R, Candela L (2004) Changes in groundwater chemistry due to metallurgical activities in an alluvial aquifer in the Moa area (Cuba). *Environmental Geology* 46(1): 71-82
- Rösner U (1998) Effects of historical mining activities on surface water and groundwater-and example from North Arizona. *Environmental Geology* 33(4): 224-230
- Rouch R, Gourbault N (1980) Etude de la derive des animaux dans les eaux de la mine de Reocin (Torrelavega-Santander-Espagne). Informe interno Asturiana Zinc S.A.
- San Cristóbal JR, Biezma MV (2006) The mining industry in the European Union: Analysis of inter-industry linkages using input-output analysis. *Resources Policy* (DOI:10.1016/j.resourpol.2006.03.2004)
- Sánchez J, Marino N, Vaquero MC, Ansorena J, Legórnuru I (1998) Metal pollution by old lead-zinc mines in Urumea River Valley (Basque Country, Spain). *Soil, Biota and Sediment. Water, Air and Soil Pollution* 107: 303-319
- Sánchez España J, López Pamo E, Santofimia E, Aduvire O, Reyes J, Baretino D (2005a) Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt (Odiel river watershed, Huelva, SW Spain): Geochemistry, mineralogy and environmental implications. *Applied Geochemistry* 20: 1320-1356
- Sánchez España J, López Pamo E, Santofimia Pastor E, Reyes Andrés J, Martín Rubí JA (2005b) The natural attenuation of two acidic effluents in Tharsis and La Zara-Perrunal mines (Iberian Pyrite Belt, Huelva, Spain). *Environmental Geology* 49: 253-266
- Santos A, Alonso E, Callejón M, Jiménez JC (2002) Heavy metal content and speciation in groundwater of the Guadiamar river basin. *Chemosphere* 48: 279-285
- Schüring J, Kölling M, Schulz HD (1997) The potential formation of acid mine drainage in pyrite-bearing hard-coal tailings under water-saturated conditions: an experimental approach. *Environmental Geology* 31 (1/2): 59-65
- Schwartz MO, Ploethner P (1999) From mine water to dinking water: heavy-metal removal by carbonate precipitation in the Grootfontein-Omatako canal, Namibia. *Proceedings IMWA congress- Mine, water & environment (Spain)*: 487-493
- Sherwood JM, Younger PL (1997) Modelling groundwater rebound after coalfield closure. En: *Groundwater in the urban environment*. Chilton PJ et al. (Ed). *Proceedings XXVII AIH Congress*. Nottingham, United Kingdom 165-170

- Silgado A, Galache J, Mantecón R, Olmedo JA, Rodríguez C (2001) Aspectos constructivos de una barreta geoquímica experimental en el aluvial del río Agrio para el tratamiento de las aguas subterráneas contaminadas por la rotura del muro de contención de la balsa de residuos de minas de Aznalcóllar. VII Simposio de Hidrogeología. Murcia. Tomo XXIV: 257-264
- Smolders AJP, Lock RAC, Van der Velde G, Medina Hoyos RI, Roelofs JGM (2003) Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment and macroinvertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 44: 314-323
- Toran L, Bradbury KR (1988) Ground-water flow model of draw-down and recovery an underground mine. *Ground Water* 26(6): 724-133
- Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) US-EPA. Test method for evaluating solid waste, physucal, chemical methods. SW-846
- Trilla J (1978) Sobre el origen y dinámica de las aguas fluyentes de las explotaciones minerales de Reocin (Santander-España). *Proceedings SIASMOS*. Granada
- van Zyl Dirk JA, Straskraba V (1999) Mine closure considerations in arid and semi-arid areas. *Proceedings IMWA congress- Mine, water & environment (Spain)*: 213-220
- Wantanaphong J, Mooney SJ, Bailey EH (2005) Natural and waste materials as metal sorbents in permeable reactive barriers (PRBs). *Environmental Chemistry Letters* 3:19–23
- Werner F, Bilek F, Luckner L (2001) Impact of regional groundwater flow on the water quality of an old post-mining lake. *Ecological Engineering* 17: 133-142
- Wray DS (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* 20: 29-38
- Younger PL (1999) Pronóstico del ascenso del nivel freático en minas subterráneas y sus consecuencias medio-ambientales. *Boletín Geológico y Minero* 110 (4): 407-422
- Younger PL (2001) Contaminación de las aguas subterráneas por productos de oxidación de sulfuros en una mina abandonada encajada en calizas masivas. En: Medina A, Carrera J (Ed): *Las Caras del agua subterránea*. Tomo I: 3-8
- Younger PL, Banwart SA, Hedin RS (2002) *Mine water. Hydrology, Pollution, Remediation*. Kluwer Academic Publishers 442 pp.
- Yu JY (1997) A mass balance approach to estimate the dilution and removal of the pollutants in stream water polluted by acid mine drainage. *Environmental Geology* 36(3-4): 271-276

Capítulo 2

Área de estudio



En este capítulo, que no pretende ser ni intensivo ni extensivo, se describen las principales características del área de estudio, su ubicación geográfica e historia minera, junto con la descripción del marco geológico. También se muestran los antecedentes hidrogeológicos de esta zona que son escasos y de carácter local, para finalizar con los aspectos mineros y sociales.

2.1 MEDIO FÍSICO

El área de estudio, la Sierra de Cartagena-La Unión (Murcia, España), se sitúa en el extremo sur oriental de la Región de Murcia entre Cabo de Palos y Cartagena (Fig. 2.1). Se trata de una sierra costera, que limita al Sur con el Mar Mediterráneo y al Norte con el Campo de Cartagena. Queda incluida en los términos municipales de Cartagena y La Unión, los núcleos urbanos desarrollados en este ámbito geográfico son de Este a Oeste: Cabo de Palos, Los Belones, El Estrecho, Llano del Beal, Portman, La Unión, Escombreras y Cartagena. La Sierra de Cartagena-La Unión queda incluida en la demarcación hidrográfica de la Cuenca del río Segura.

La Sierra de Cartagena-La Unión ocupa un área aproximada de 100 km², y se extiende a lo largo de 23 km con una dirección E-W. Al inicio de la actividad minera la cota máxima alcanzaba los 431 msnm (Sancti Spiritu), pero esta cima fue destruida durante las excavaciones mineras. Las elevaciones principales son: el Cabezo de la Fuente (338 msnm), Monte de las Cenizas (303 msnm), la Peña del Águila (392 msnm), las sierras de la Fausilla (368 msnm) y Gorda (331 msnm) y el Cabezo de San Julián (293 msnm).

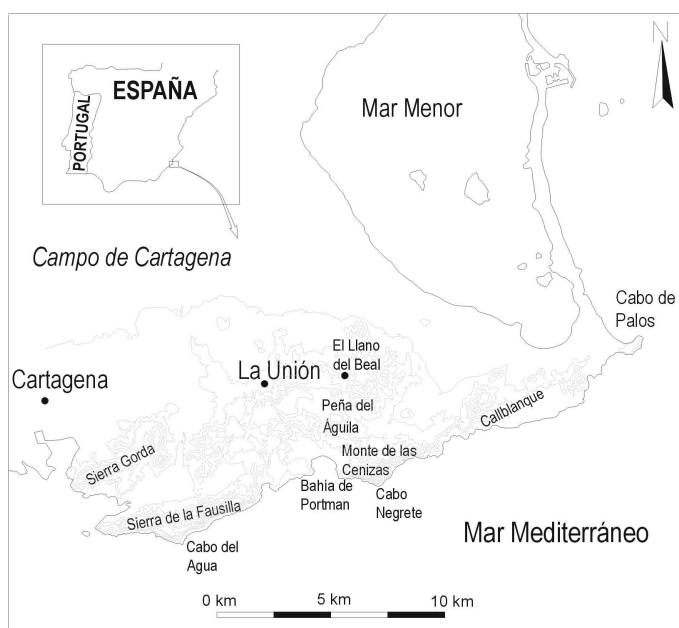


Figura 2.1 Situación geográfica del área de estudio

Existe una clara diferencia entre las pendientes de ambas vertientes de la Sierra, más pronunciadas en la vertiente Sur (superiores al 25% en prácticamente el 50% de la línea de costa, IGME 1999), que originan en muchos casos acantilados y pequeñas bahías sólo accesibles desde mar. El paisaje actual es fruto de las profundas alteraciones generadas por las actividades mineras (Fig. 2.2). La principal zona minera se encuentra en el centro de la Sierra, y ocupa una extensión aproximada de unos 50 km².



Figura 2.2 Una vista del área de estudio; corresponde a la molienda localizada al Sur de la corta Tomasa

En la Sierra de Cartagena-La Unión se han definido varias zonas de interés especial, protegidas por legislación a nivel autonómico y nacional. Se ha definido como “Espacio Natural Protegido” el paraje denominado “Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila”, que además está catalogado como un “Lugar de Importancia Comunitaria” junto con la Sierra de la Fausilla, estando también incluida en las zonas de especial protección para las aves (ZEPAS). Desde el punto de vista de interés geológico, LIG, se han definido varias zonas, entre ellas el LIG 52 Calblanque por su interés geomorfológico y estratigráfico, el LIG 50 San Ginés de la Jara por su interés geológico, geomorfológico y antropológico (cueva Victoria), LIG 54 referente a la Sierra de Cartagena-La Unión por su especial interés mineralógico y por ser uno de los distritos mineros más importantes de España por sus yacimientos de Fe-Pb-Zn, y el LIG 55 Punta Escombreras de interés geomorfológico y tectónico. Por otro lado han sido inventariados 160 elementos patrimoniales mineros catalogados como Lugares de Interés Arqueo-Industrial Minero (García 2004). (LIG; <http://www.carm.es/cma/dgmn/mnatural/medfisisic/lig/zonligs/ligzonE.htm>).

Dentro del área de influencia de la Sierra de Cartagena-La Unión se encuentra la laguna del Mar Menor, de especial singularidad turística y ecológica, incluida en la Ramsar Convention on Wetlands (Duran et al. 2003). Se trata de una albufera en avanzado proceso de colmatación cerrada por una restinga arenosa, con una salinidad superior a la del mar Mediterráneo, y aportes por escorrentía superficial esporádicos. Mantiene con el Mediterráneo cuatro estrechos pasos de comunicación natural denominados golas, pero

en 1973 el ensanche y dragado de uno de ellos ha contribuido a la modificación de las características del agua, ha bajado su temperatura y salinidad, haciéndola más parecida en la actualidad al del agua del Mar Mediterráneo (Romero y Belmonte 2002). Según, Rodríguez Estrella (1986) se está produciendo una subsidencia del Mar Menor sincrónica con la sedimentación, impidiendo su colmatación.

La laguna está afectada por los usos agrarios y otras formas de aprovechamiento del territorio. Se ha observado un incremento substancial en el aporte de nutrientes relacionado con la agricultura, a través de las ramblas y del acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena. También recibe vertidos de origen urbano, principalmente en el periodo estival, y está afectada por su proximidad a la zona minera detectándose importantes concentraciones de metales en los sedimentos depositados en la laguna (Simonneau 1973). En los últimos años también está recibiendo vertidos de salmueras. Pero sin duda el principal problema es la eutrofización de las aguas ocasionado por la entrada de nutrientes de origen agrícola, cuya principal consecuencia es la gran proliferación de medusas, *Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulmo* principalmente, con un gran impacto para el desarrollo de las actividades turísticas y pesqueras de la laguna, lo que ocasiona importantes repercusiones económicas para el entorno (Martínez y Esteve 2000).

2.2 CLIMATOLOGÍA

El clima de la zona es mediterráneo semiárido, con veranos largos y calurosos, inviernos cortos (con escasa probabilidad de heladas) y primaveras y otoños moderados. La temperatura media anual es de 17 °C, oscila entre un máximo en Agosto entorno a los 25 °C y un mínimo en Enero alrededor de los 10 °C (Fig. 2.3; datos de las estaciones meteorológicas ubicadas en el Campo de Cartagena). La precipitación media anual es de 300 mm y se puede producir de cuatro formas: lluvia, nieve, granizo y precipitaciones ocultas, aquellas que no son medidas por los pluviómetros. La lluvia supone el 99 % de la precipitación anual, su distribución espacial y temporal es muy irregular a lo largo de todo el año y del área de estudio. Los valores medios mensuales oscilan entre los 36 mm registrados en Enero y los 5 mm registrados en Julio para el periodo comprendido entre 1975-1998 (Fig. 2.3, 2.4; García 2004). La precipitación máxima registrada en 24 horas fue de 113.8 mm en el mes de Noviembre de 1955 (para el periodo comprendido entre 1920-1991; IGME-MOPTMA 1996). Las precipitaciones se suelen concentrar en pocos días al año, principalmente en primavera y otoño, en la mayoría de los casos son de carácter torrencial. La precipitación anual máxima para el periodo 1920-1991 fue de 423 mm registrado en el año 1969-1970 y un mínimo de 113 mm en 1968-1969 (IGME-MOPTMA 1996). Estrela et al. (1995) estimó que para toda la cuenca del Segura la precipitación media anual es de 381 mm y la escorrentía superficial media de 47

mm/año. En el informe del artículo V de la Directiva Marco del Agua para la demarcación hidrográfica del Segura (CHS 2005) se indica que la precipitación media anual es de 400 mm, y la escorrentía del orden del 15 % de la precipitación, 60 mm.

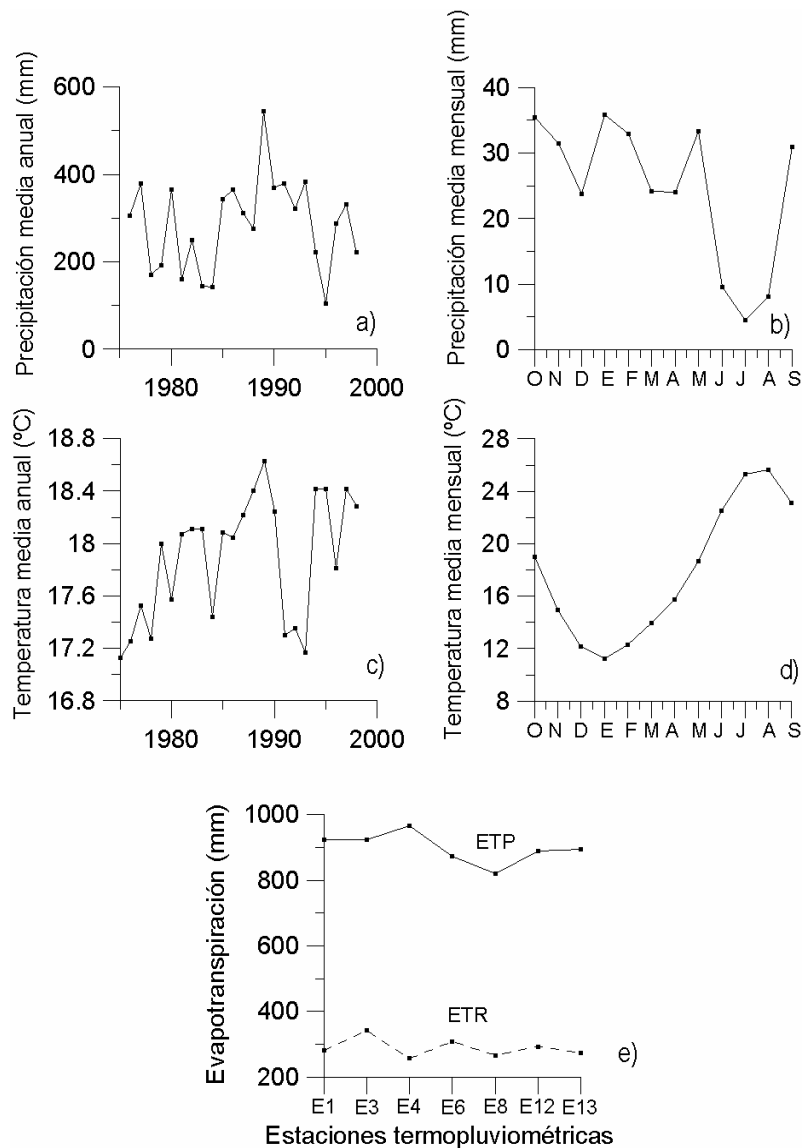


Figura 2.3 Datos climatológicos del área de estudio; a), b), c) y d) valores medios de las estaciones termopluviométricas del Campo de Cartagena para el periodo comprendido entre 1975-1998; e) valor medio anual de la serie 1975-1998 para cada estación, ETP es la evapotranspiración potencial calculada con el método de Thornthwaite (García 2004), y ETR es la evapotranspiración real

Según datos del Sistema de Información Agraria de Murcia (SIAM) la precipitación en el área de estudio para los años 2003 y 2004 osciló entre 369-515 mm y 348-483 mm respectivamente. Las precipitaciones ocultas son las que en parte permiten el desarrollo de vegetación en el área, atenúan la escasez de precipitación y suponen un aporte adicional de agua al suelo y plantas, dado que la evapotranspiración potencial se estima mediante la expresión de Thornthwaite en 875-907 mm/año (Fig. 2.3) y 1200 mm según Penman-Monteith (Fig. 2.4; SIAM <http://www.carm.es/cagr/cida/manual.htm>).

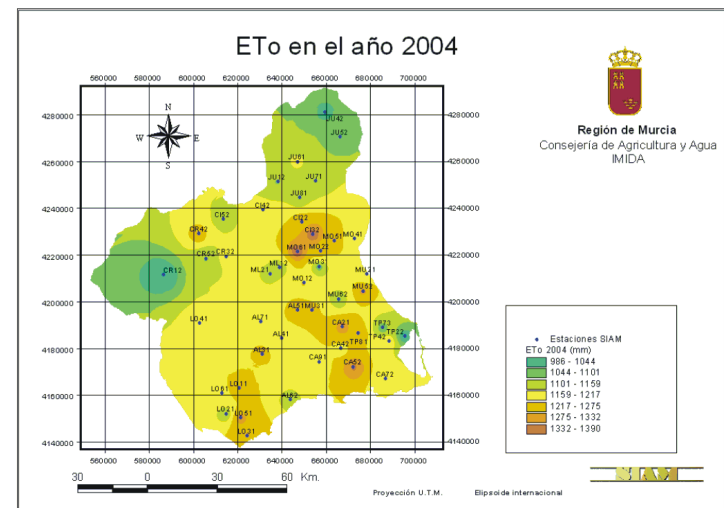
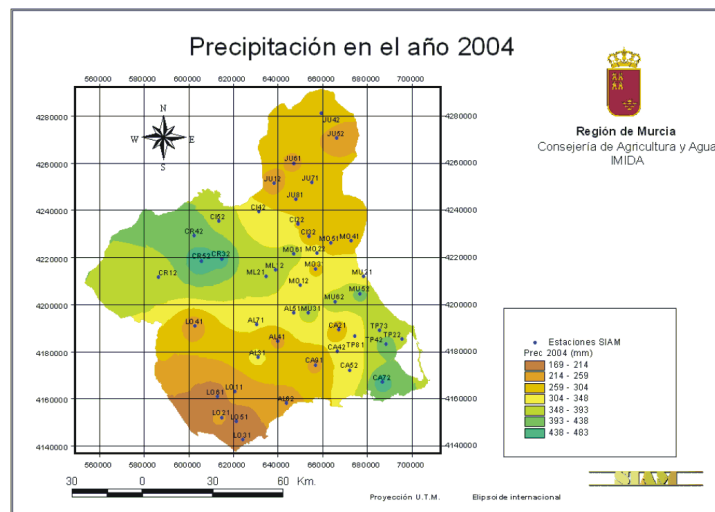
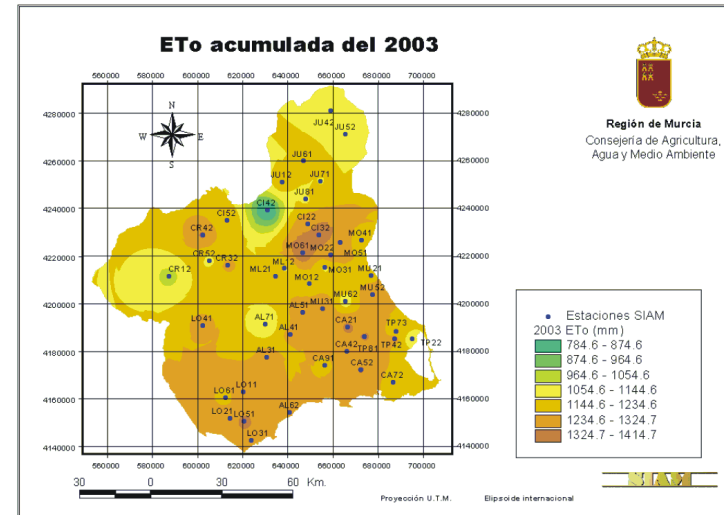
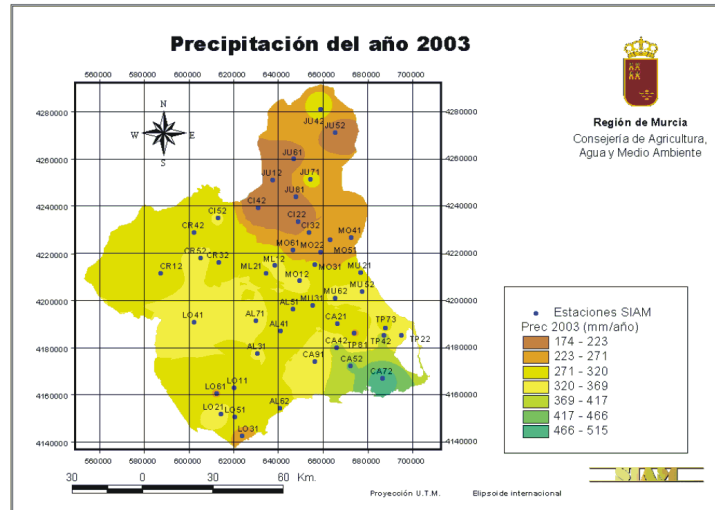


Figura 2.4 Datos de precipitación y evapotranspiración potencial de los años 2003 y 2004 (Sistema de Información Agraria de Murcia-SIAM)

Para el desarrollo de esta investigación se ha llevado a cabo un muestreo del agua de precipitación caída en las estaciones termo-pluviométricas del Algar, localizada en el propio municipio, y de Cabo de Palos, ubicada en las salinas del mismo nombre. Durante el periodo comprendido entre Octubre de 2003 y Abril de 2004 se muestrearon 12 y 20 eventos lluviosos respectivamente. En la Figura 2.5 se ha representado el volumen de precipitación recogido en cada una de estas estaciones, y el registrado en la estación meteorológica del Puerto de Cartagena que dispone de un registro automático de la precipitación. Se observa la diferencia en el número de eventos y en el volumen de los mismos, se muestra la heterogeneidad de las precipitaciones en la zona.

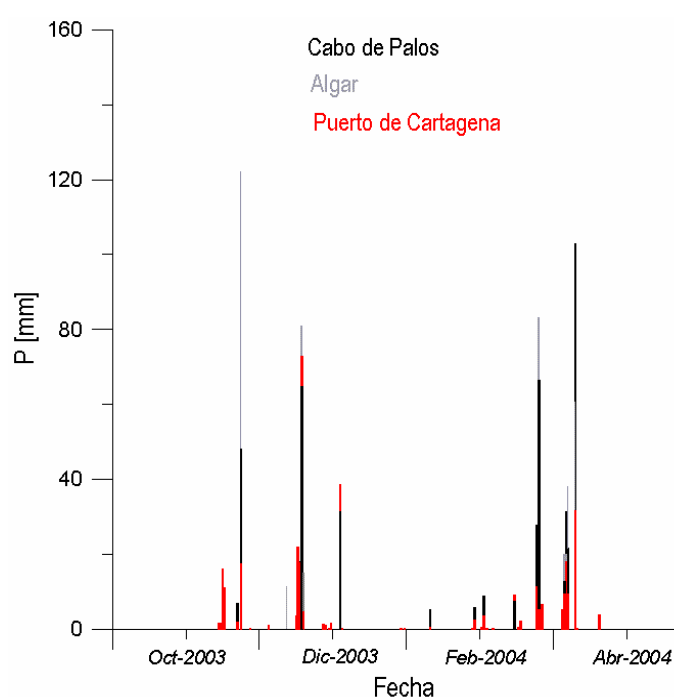


Figura 2.5 Volumen de precipitación y distribución temporal de los eventos lluviosos registrados en las estaciones pluviométricas más próximas al área de estudio, y Cabo de Palos, durante el periodo comprendido entre Oct 03-Abr 04

El volumen total obtenido para este periodo, Oct-2003 a Abr-2004, es de 510.6 mm para el Algar, 530 mm para Cabo de Palos y 335 mm para la estación del Puerto. Se debe indicar que este periodo pertenece a un año hidrológico con una precipitación superior a la media.

El viento siempre está presente en el área de estudio. Los principales vientos reconocidos son: "Levante" (viento húmedo, con dirección NE-SW), "Lebeche" (viento cálido, con orientación S-SW), "Jaloque" (viento cálido, procedente del SE) y el "Terral" o "Maestral" (viento frío procedente del NW). La mayor velocidad del viento se registra en otoño (15.6 Km/h) y en primavera (22.4 Km/h), ambas corresponden al viento del NE, "Levante" (García 2004).

2.3 SUELOS. VEGETACIÓN. AGRICULTURA

Dadas las características climáticas de la zona y la actividades extractivas llevadas a cabo, los suelos presentes en la Sierra de Cartagena-La Unión se pueden clasificar como: Halpic Calcisols, Petric Calcisols, Calcaric y Haplic Cambisols, Gipsiric y Calcaric Regosols, los Leptosols han sido substituidos en una gran área por Terric y Hortic Anthrosols, Spolic Anthric Regosols, etc. (Hernández et al. 2004).

La vegetación existente no es de porte arbóreo, esencialmente se trata de matorral mediterráneo. Sin embargo, la Sierra posee un elevado interés botánico por la presencia de especies endémicas y diversos ibero-norteafricanismos. Pequeñas áreas han sido reforestadas con *pinus halepensis*. La vegetación se ha visto afectada por las actividades mineras, no sólo por la desaparición de su substrato, en algunos casos llegan a crecer sobre las balsas de residuos (Fig. 2.6; Conesa et al. 2006), sino también por el intenso aprovechamiento que ha sufrido por su utilización como leña para los hornos mineros desde la época romana.



Figura 2.6 Vegetación desarrollada en acumulaciones residuos mineros, sobre lodos de flotación en primer plano y al fondo de la imagen sobre estériles de corta

En el área de estudio sólo existen explotaciones agrícolas marginales, ya que la escasez de agua constituye el recurso limitante a la hora de planificar una explotación agraria. En algunos casos esta marginalidad se acentúa por la escasa calidad del suelo. Las explotaciones existentes se encuentran distribuidas por toda la zona montañosa litoral, en pequeños valles, vaguadas o laderas, caracterizadas por cultivos de secano, tanto de cereal (principalmente cebada), como cultivos leñosos (algarrobos, olivos, almendros, higueras). Suelen tener una rentabilidad económica muy limitada, siendo de gran interés ambiental para la conservación de diferentes comunidades animales y el control de los factores potenciales de desertificación (Fundación Sierra Minera 2001).

2.4 GEOLOGÍA

La Sierra de Cartagena-La Unión constituye la estribación más oriental de la Cordillera Bética peninsular, y se encuentra en el denominado “dominio de Alborán” o zonas internas (Fig. 2.7). Existen numerosas publicaciones sobre la Cordillera Bética entre ellas citar: Azañón et al. (2002), Banda y Ansoerge (1980), Egeler y Simon (1969), Torres-Roldán (1979), Sanz de Galdeano (1990).

El área se caracteriza por su gran complejidad litológica y estructural (Fig. 2.8 y 2.9). Está constituida por la superposición de tres mantos de cabalgamiento complejos y constituye una de las principales acumulaciones de Pb-Zn de la Península Ibérica (Manteca y Ovejero 1992, Ovejero et al. 1976). La mineralización se encuentra como stratabound, stockworks, filones y diseminaciones.

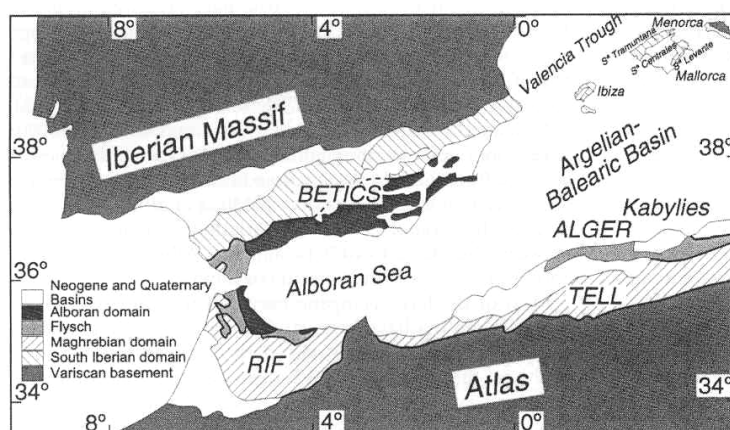


Figura 2.7 Marco geológico regional de la Cordillera Bética (Azañón et al. 2002)

2.4.1 Marco geológico

La Cordillera Bética constituye la estribación más occidental de la orogenia alpina en Europa. Junto con el Rif forma un cinturón de montañas en forma de arco a través del Estrecho de Gibraltar (Fig. 2.7), que fue desarrollado durante la convergencia de las placas Africana e Ibérica. El área de estudio de esta tesis doctoral se encuentra en las zonas internas de la cordillera, también denominadas “Domino de Alborán”, caracterizado por estar constituido por el apilamiento estructural de tres mantos tectónicos complejos, afectados por metamorfismo de grado decreciente de abajo a arriba tanto dentro de cada complejo como en la serie completa. En la pila estructural en orden ascendente se encuentran: el complejo Nevado-Filábride, el complejo Alpujárride y el complejo Maláguide.

En el área de estudio no se consideraba que existiese el complejo Maláguide hasta que García-Tortosa et al. (2000) lo definió. Posteriormente al emplazamiento de los mantos de cabalgamiento y levantamiento

de la cordillera, se produjo una importante fase erosiva y de relleno de las cuencas intramontañas generadas. A continuación se produjo una fase de distensión y fracturación que generó dos sistemas importantes de fallas normales y de desgarre con orientación N-130 y N-70, junto con magmatismo. Finalmente se produce un nuevo levantamiento (reajuste orogénico), es la fase compresiva que llega hasta la actualidad.

2.4.1a Descripción de las unidades litoestructurales

En la Figura 2.8 se presenta la cartografía geológica del área de estudio, y en la Figura 2.9 una columna litológica esquemática con la disposición de las unidades litoestructurales. A continuación se detallan de forma sucinta las características de las distintas unidades geológicas en las que se ha dividido la Sierra de Cartagena-La Unión para su descripción (Manteca y Ovejero 1992, Ovejero et al. 1976): complejo Nevado-Filábride, complejo Alpujárride, complejo Maláguide, serie Neógena y Cuaternario

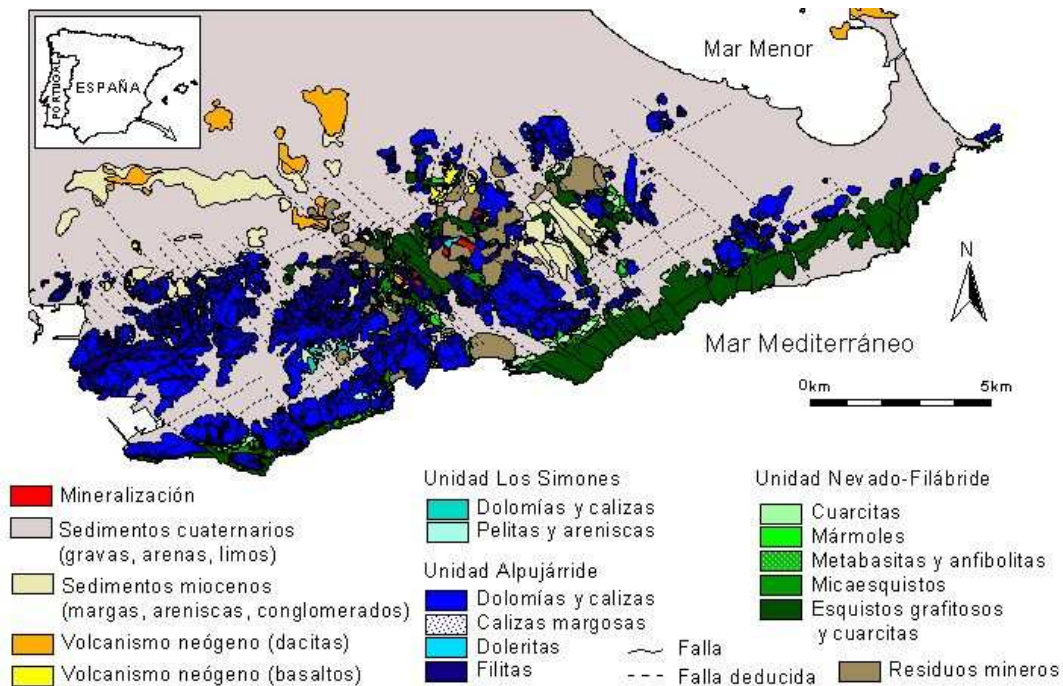


Figura 2.8 Mapa geológico del área de estudio (Robles-Arenas et al. 2006, modificado de Manteca y Ovejero 1992)

- Complejo Nevado-Filábride (N-F)

Se subdivide en dos unidades. El N-F Inferior constituye la base de la serie, localmente denominado “el muro”, su espesor mínimo es de 500 m (Fig. 2.9). Litológicamente está constituido por micaesquistos grafitosos, cuarcitas grises y esquistos cuarcíticos, su edad puede ser Paleozoico o más antiguo. El N-F Superior está formado por micaesquistos, cuarcitas, mármoles calcíticos y “rocas verdes” (cuerpos masivos de orto-anfibolitas, que aparecen dispuestos concordantes, y esquistos cloríticos). Su espesor

nunca llega a superar los 100 m y se ha datado como Permo-Triásico. En los materiales carbonatados se encuentra la mineralización de sulfuros denominada por los mineros locales "segundo manto", que constituye el stratabound explotado a mayor profundidad.

- Complejo Alpujárride

Se dispone discordantemente sobre el complejo N-F Superior. Está constituido por tres unidades de espesor variable: Unidad de San Ginés (≈250 m), U. de Portman (≈150 m) y la U. del Gorguel (≈30 m). Todas ellas están formadas por una parte detrítica de edad Pérmico y una carbonatada posiblemente del Triásico. En el material carbonatado de la U. de San Ginés aparecen cuerpos intrusivos de doleritas y diabasas, que se encuentran como sills y diques, en esta unidad se encuentra el "primer manto", el stratabound explotado a menor profundidad.

García-Tortosa et al. (2000) mostraron que la Unidad del Gorguel es una escama tectónica de la Unidad de Portman, mientras que autores anteriores, como Manteca y Ovejero (1992) y Ovejero et al. (1976) entre otros, la consideraban una tercera unidad del complejo Alpujárride como se ha explicado anteriormente.

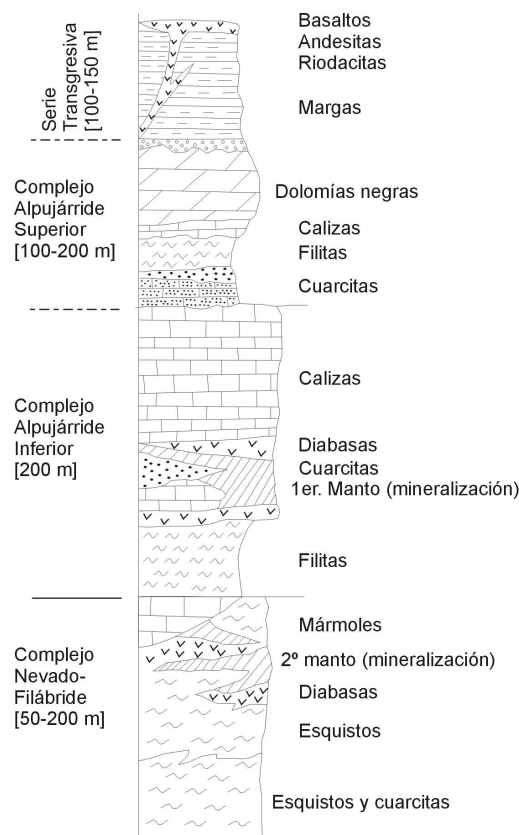


Figura 2.9 Columna litológica esquemática de la zona central de la Sierra (modificada de Lunar et al. 1982)

- Complejo Maláguide

Conocido como unidad los Simones, su afloramiento ocupa un área menor al 1% del área total de la Sierra de Cartagena-La Unión, está constituido por areniscas, cuarcitas, limos y conglomerados y una parte carbonatada constituida por calizas (García-Tortosa et al. 2000).

- Serie Neógena

Durante la fase de plegamiento original se desarrollaron una serie de cuencas restringidas, en las que se produjo sedimentación durante el Neógeno debido a la erosión de los relieves generados y a la trasgresión miocena, que da lugar a una serie detrítica depositada de manera discordante sobre los materiales metamórficos, compuesta por rocas pelíticas (argilitas y margas), con intercalaciones de areniscas y niveles de conglomerados (Manteca y Ovejero 1992). Tras esta fase distensiva se produce un levantamiento (fase compresiva), lo que permite que el material depositado durante la trasgresión quede preservado en grabens y alcance un espesor máximo de unos 200 m. Este material también ha sido de interés económico debido a que en él se encontraba mineralización diseminada. El magmatismo Neógeno está representado por rocas subvolcánicas calcoalcalinas (andesitas y dacitas-riolitas) y por rocas extrusivas (basaltos) (Fig. 2.8, 2.9).

- Cuaternario

Lo constituyen conglomerados, gravas, arcillas y caliches, formados en aluviales y glaciales.

2.4.1b Evolución estructural

En el complejo Nevado-Filábride se reconocen dos fases de deformación sintectónicas, ambas dieron lugar a plegamiento isoclinal, en el primer caso de dirección N-70 a N-120, localmente se formaron pliegues tumbados, junto con esquistosidad de flujo. La segunda fase es de dirección Norte con vergencia al oeste, se observa crenulación de la esquistosidad. Los materiales Alpujárrides presentan un plegamiento diferencial, en los materiales detríticos es más intenso que en los materiales carbonatados. Se reconocen dos fases de direcciones N-100 a N-120 y N-20 a N-40. La segunda fase es posterior al emplazamiento de los mantos e implica al material mioceno.

El apilamiento estructural de los mantos alpinos tuvo lugar entre el Eoceno y el Mioceno Medio, a continuación se produjo una fase distensiva, que generó fallas de dirección N-130 y N-70. Posteriormente estas fallas tuvieron una importante reactivación determinando la configuración actual de la Sierra en horst y grabens (Fig. 2.10). Estas fallas fueron aprovechadas por el magmatismo Neógeno, ya que su emplazamiento se encuentra asociado a ambos sistemas. Las fallas N-70 indican la dirección general de un gran eje volcánico emplazado bajo la Sierra con esta dirección, mientras que las fallas N-130 son de

segundo orden (Fig. 2.10; Gagny y Marconnet 1994). El sistema de fallas con dirección N-70 tiene menor expresión cartográfica que las del sistema N-130. Este hecho se justifica al considerar que el sistema N-70 es previo al N-130 viéndose modificado por las fallas del sistema más moderno. La cartografía de la mineralización muestra que no hay filones asociados al primer sistema de fracturación, ya se trata de zonas de cizalla o desgarre en las que no se desarrollan espacios hábiles para circulación de fluidos y precipitación de minerales. Los cuerpos filonianos, principalmente explotados mediante minería subterránea, se encuentran asociados al sistema de fracturación N-130.

Durante el Cuaternario permanece el régimen compresivo con dirección prácticamente N-S (Rodríguez Estrella 1986).

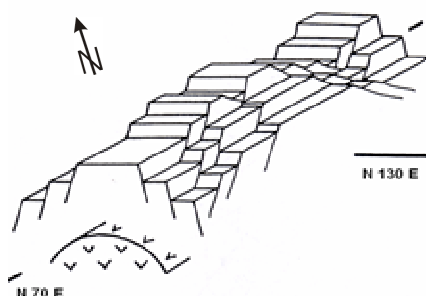


Figura 2.10 Bloque diagrama de la estructura de la Sierra Cartagena-La Unión (Gagny y Marconnet 1994)

2.4.2 Yacimientos minerales

La mineralización principalmente explotada por la minería a cielo abierto se encontraba como stratabound en el complejo Nevado-Filábride Superior y en la unidad San Ginés del complejo Alpujárride (Fig. 2.8, 2.9, 2.11). También existen otros tipos de yacimientos (Manteca y Ovejero 1992), como diseminaciones en el material mioceno (también explotada por minería a cielo abierto), estructuras filonianas, stockworks, y gossan.

La mineralización ha sido descrita por Oen et al. (1975). Los stratabound, denominados localmente "mantos", son cuerpos estratiformes en los que se encuentran dos paragénesis minerales indistintamente en ambos mantos. La primera paragénesis se denomina "manto piritoso" o clorita-sulfuro-carbonato-sílice, donde los minerales sulfurados son piritita, esfalerita, marcasita, galena y localmente pirrotina, calcopirita, arsenopirita, tetrahedrita y estannita. Como minerales accesorios aparece una variedad de siderita con Zn y Mn, y minoritariamente calcita. La sílice aparece como cuarzo y los minerales de la arcilla y la clorita son frecuentes. La segunda paragénesis se denomina "manto de silicatos o de magnetita o de los azules" o greenalita-magnetita-sulfuros-carbonatos-sílice, los sulfuros y el material

carbonatado son los mismos que en la paragénesis anterior. La greenalita es muy abundante, localmente acompañada de clorita, minerales de la arcilla, talco o minnesotaita. La magnetita es también muy abundante, sin embargo raramente se presenta oxidada a hematite. La sílice aparece como cuarzo, ópalo, sílex y venas de calcedonia.

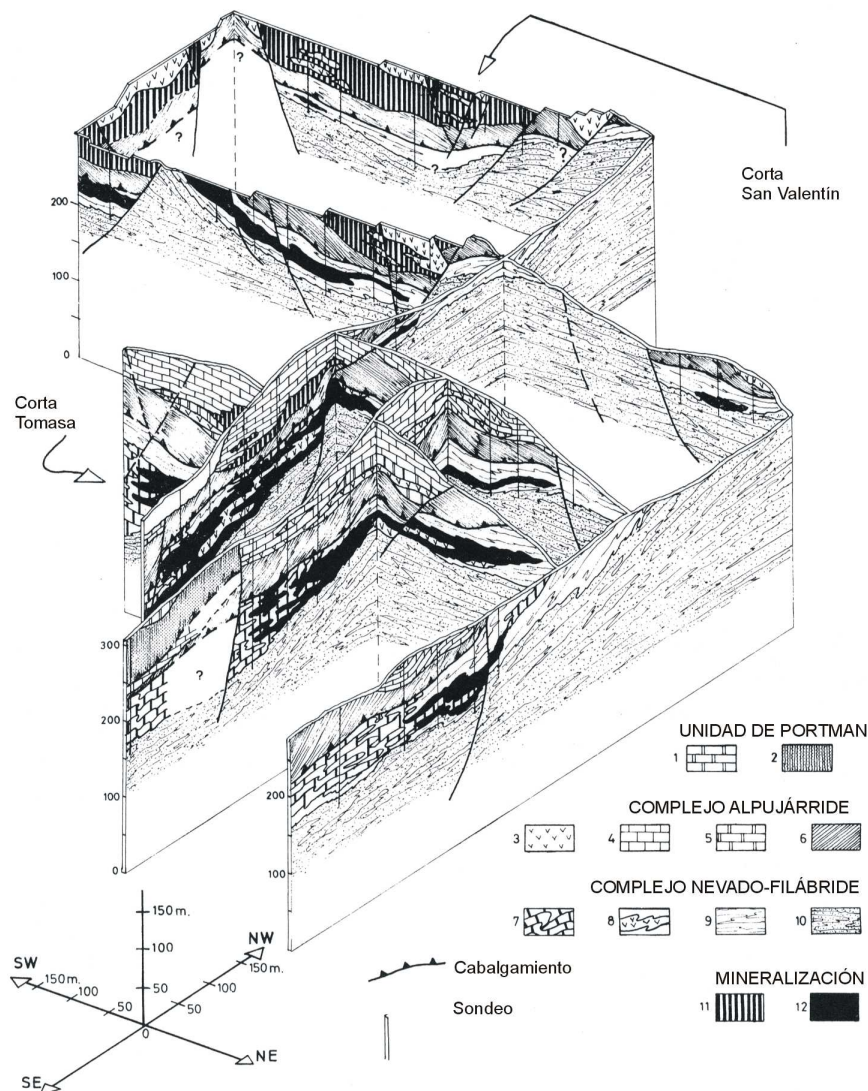


Figura 2.11 Reconstrucción tridimensional del entorno geológico y de los yacimientos minerales de las cortas San Valentín y Tomasa (Ovejero et al. 1976) (La localización de las cortas se indica en la Figura 2.15)

Las diseminaciones en el Mioceno están constituidas por pirita, marcasita, galena, y se presentan junto a clorita y cuarzo, y como minerales accesorios pirrotina y calcopirita. En los gossan aparece la asociación óxidos-hidróxidos-sulfatos-carbonato-sílice, los óxidos son goethita, hematite y magnetita, y óxidos de manganeso. Localmente pueden ser abundantes sulfatos como barita, anglesita, jarosita, alunita, anhidrita y yeso; carbonatos como calcita, siderita, cerusita y smithsonita; la sílice aparece como cuarzo, sílex, calcedonia y ópalo; y minerales de la arcilla (vermiculita, metahalloisita y dickita).

En los cuerpos filonianos se reconoce una mineralización de pirita-galena-esfalerita. Los stockworks se caracterizan por tener una estructura compleja, junto con una intensa alteración hidrotermal de los tipos silicificación, caolinización, cloritización y alunitización (Manteca y Ovejero 1992).

Existe una gran controversia relacionada con la génesis de la mineralización. Existen dos hipótesis, la primera establece que la mineralización fue generada por actividad hidrotermal relacionada con el magmatismo Terciario (Oen et al. 1975, Kager 1980). Frente a la segunda hipótesis que considera dos fases metalogénicas, la principal es pre-orogénica, y la segunda está asociada al magmatismo Neógeno (Guardiola 1927, Pavillon 1969, Ovejero et al. 1976).

2.5 HIDROLOGÍA SUPERFICIAL Y SUBTERRÁNEA

2.5.1 Hidrología superficial

La red hidrográfica superficial está constituida por diez ramblas, no existe ningún curso de agua natural permanente en el área de estudio y sólo se produce escorrentía superficial para algunos eventos lluviosos. Cinco ramblas desembocan en el Mar Mediterráneo y las otras en el Mar Menor (Fig. 2.12). Los datos de las diferentes ramblas se muestran en la Tabla 2.1, donde se puede comprobar que las ramblas de la vertiente N son de pendientes más suaves y con mayor área, y las de la vertiente S son de menor longitud de cauce.

Tabla 2.1 Características de las cuencas hidrográficas de las ramblas existentes en el área de estudio (García 2004)

Rambla	Vertiente	Área (km ²)	Perímetro (km)	Longitud cauce (km)	Pendiente media (%)
La Carrasquilla	N	29	26	11	1.3
Ponce	N	12	17	6.5	3.1
Beal	N	7.6	17	7.2	1.9
Matildes	N	17	26	6.7	3.2
Miedo	N	37	31	7.8	2.8
Portman	S	11	16	2.3	7.5
Gorguel	S	3.4	10	4.0	4.6
Escombreras	S	27	26	6.7	1.6
Santa Lucía	S	5.1	10	2.9	4.1
El Hondón	S	20	24	7.5	1.5

Existen pocas obras hidráulicas realizadas en los cauces de las ramblas de la Sierra. En la rambla de Portmán se han construido diques laminadores, y la rambla del Beal ha sido encauzada a su paso por el núcleo urbano del Llano del Beal, donde además se ha rellenado el cauce con bloques de material carbonatado, en su desembocadura se han construido diques a ambos lados del cauce con el propio

sedimento de la rambla. Los tramos finales de las ramblas de Ponce y Carrasquilla han sido canalizados en las intersecciones con diversas carreteras.

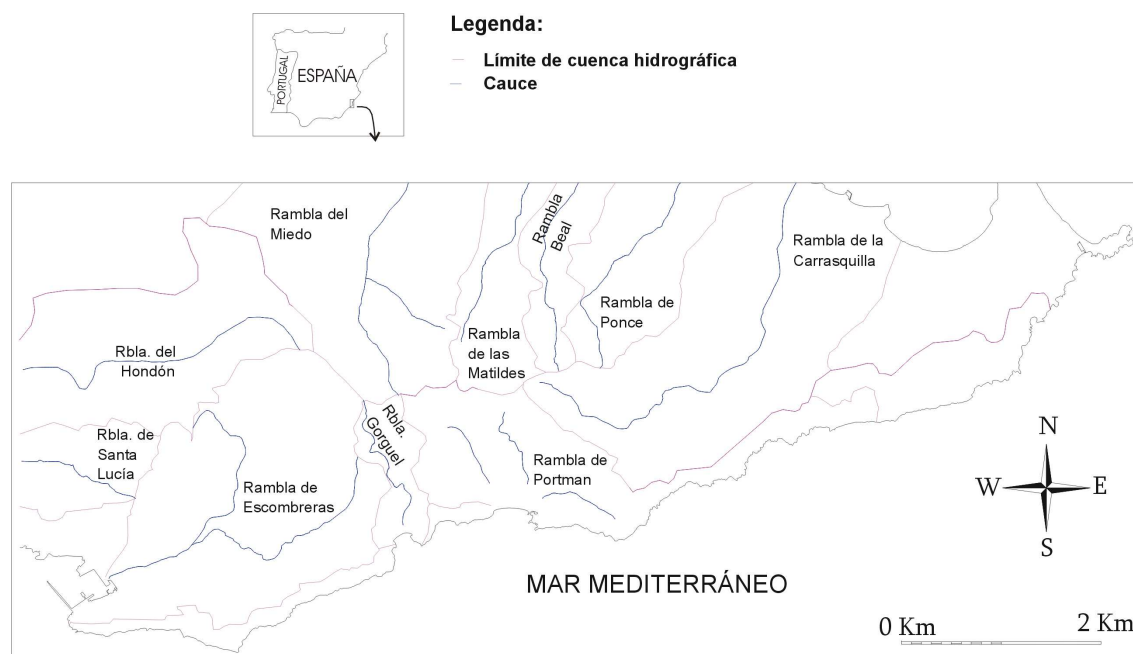


Figura 2.12 Red hidrográfica superficial

2.5.2 Hidrología subterránea (antecedentes)

A continuación se muestra la información a la que se ha tenido acceso sobre la hidrología subterránea del área de estudio, que se caracteriza por ser escasa y de carácter muy local, sin llegar a caracterizar en su conjunto a la Sierra de Cartagena-La Unión. Generalmente está relacionada con trabajos mineros.

En los informes encontrados se hace una caracterización hidroquímica del agua del sector estudiado (CEBAS 1970, CHS 1991, de Juan et al. 1998, del Olmo 1998, García et al. 1978), y en varios estudios se muestran datos de ensayos de bombeo (Fig. 2.13; Carulla 1977, IGME-MOPTMA 1996). De acuerdo a estos datos se observa una conductividad eléctrica generalmente elevada y el pH se encuentra alrededor de 7, salvo en determinadas muestras donde se alcanza pH ácido, incluso inferior a 3. Las facies hidroquímicas varían entre sulfatadas-magnésica a cloruradas cálcico-magnésicas. A partir de diversos ensayos de bombeo se muestra que el valor de transmisividad oscila entre 7 m²/día (IGME-MOPTMA 1996) y 2100 m²/día (Carulla 1977), en la Figura 2.13 se indica la localización de los ensayos. El estudio de IGME-MOPTMA (1996) es el más profundo, en él se establece a partir de los ensayos de bombeo y de los datos isotópicos que el agua presente en los pozos mineros de la mitad occidental de la Sierra responde a agua de precipitación almacenada en la propia perforación.

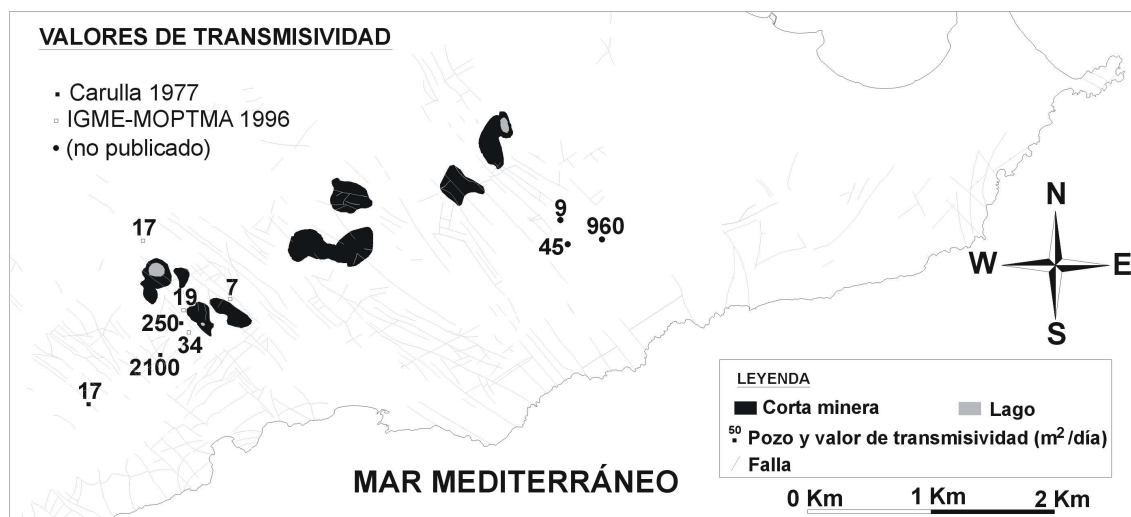


Figura 2.13 Valores de transmisividad recopilados de informes previos

Del Olmo (1998), a partir de la elevada salinidad del agua, la temperatura a la que se encuentra (16-19 °C) y el hecho de presentar una evolución hidroquímica clara enriqueciéndose en sulfato, indica que se trata de un sistema hidrodinámico poco activo, en el que el tiempo de permanencia del agua en el acuífero es elevado. Asimismo la concentración de determinados metales es elevada, especialmente en las muestras con menor pH.

IGME-MOPTMA (1996) divide la mitad occidental de la Sierra en seis bloques hidrogeológicos: Zona del Horst de las Lajas, Bloque de Peraleja-Lajas, Bloque de Escombreras-Portman, Bloque Cabezo Rajao, Bloque Sierra Gorda, Bloque Cerro del Horcado. En el plan Hidrológico de la Cuenca del Segura (CHS 1997) la Sierra de Cartagena aparece constituida por ocho acuíferos que son los que se indican en la página web de IGME (<http://aguas.igme.es/igme/homec.htm>), donde se encuentra definida la unidad hidrogeológica 07.51 Sierra de Cartagena (Fig. 2.14).

Tabla 2.2 Acuíferos definidos en la Sierra de Cartagena (<http://aguas.igme.es/igme/homec.htm>)

Nombre	Sistema acuífero	Litología	Edad geológica	Espesor medio (m)
La Unión-Portman	160/GE	Calizas, dolomías y mármoles	Triásico	100
Gorguel	183/GE	Calizas, dolomías y mármoles	Triásico	100
Escombreras	184/GE	Calizas, dolomías y mármoles	Triásico	100
San Juan	185/GE	Calizas, dolomías y mármoles	Triásico	100
Galeras	186/GE	Calizas, dolomías y mármoles	Triásico	100
Algameca	187/GE	Calizas, dolomías y mármoles	Triásico	100
Maco	188/GE	Calizas, dolomías y mármoles	Triásico	100
Tiñoso	189/GE	Calizas, dolomías y mármoles	Triásico	100

En la Tabla 2.2 se muestra la información disponible sobre estos ocho acuíferos. Se considera que esta unidad hidrogeológica tiene un área aproximada de 69 km². La única recarga está constituida por la infiltración de la precipitación, estimada en 0.6 hm³/año, mientras que las salidas de la unidad son por bombeos destinados a riego (1.42 hm³/año) y salidas al mar (aproximadamente 0.5 hm³/año). Los acuíferos denominados Escombreras, San Juan, Galeras, Algameca, Maco y Tiñoso se sitúan fuera del área de estudio de esta tesis.

En CHS (2005) se define la masa de agua denominada 070.063 Sierra de Cartagena, formada por numerosos acuíferos de extensión limitada constituidos por calizas, dolomías y mármoles triásicos, con potencias medias de 200 m. Los límites laterales están formados por materiales impermeables, filitas y cuarcitas del Pérmico. Se extiende desde la localidad de la Azohía hasta la bahía de Portman, al N limita con materiales arcillosos del Keuper y con los depósitos mio-pliocenos del Campo de Cartagena, y al S con el Mar Mediterráneo. También indica que la recarga natural procede de la infiltración del agua de lluvia, la descarga natural es hacia el mar y se estima en 0.6 hm³/año, mientras que las extracciones totales son de 0.05 hm³/año. En vista a estos resultados identifican que la demanda ambiental de esta masa de agua está relacionada con la estabilización de la interfaz salina.

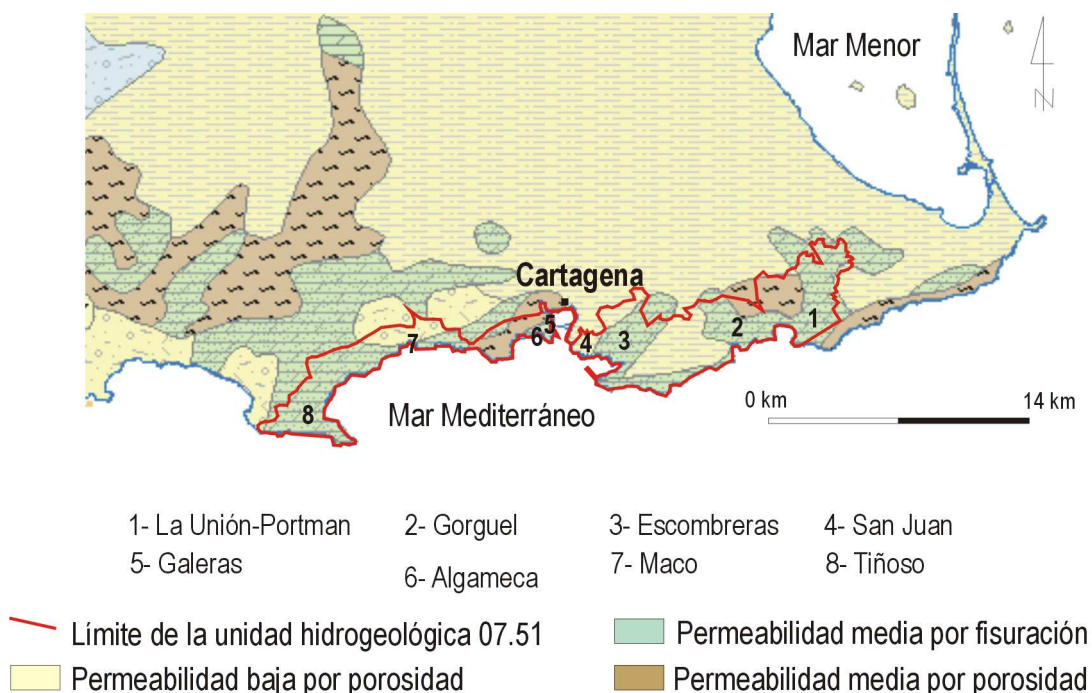


Figura 2.14 Unidad hidrogeológica 07.51-Sierra de Cartagena (imagen tomada del Sistema de Información del Agua Subterránea disponible en www.igme.es)

2.5.2a El agua subterránea en los trabajos mineros

En parte del distrito minero se ha producido una lucha continua contra el agua, particularmente intensa en la zona del Beal (vertiente Norte). Durante la última década del siglo XIX, se realizaron numerosos bombeos de agua, que resultaron poco efectivos ante la continua inundación de las galerías, y obligó a una reclasificación de las concesiones mineras en relación al régimen hidráulico subterráneo. Se estableció un sistema para producir la depresión del nivel del agua subterránea que afectaba a 106 minas, que consistía entre otras actuaciones, en la construcción de una galería general de desagüe situada a 180 m de profundidad, perpendicular al sistema filoniano y principales vías de flujo del agua subterránea.

Por razones económicas nunca se llegó a construir la galería. Por lo que se optó por constituir el denominado “Sindicato de desagüe” con la obligatoriedad de tributar todas las concesiones beneficiadas por la depresión del nivel conseguido con el bombeo realizado en las minas destinadas a ello por el Sindicato (del Olmo 1998). En los primeros meses de funcionamiento del sindicato, a finales de 1905, se instalaron tres bombas en tres pozos capaces de elevar 0.05 m³/s a 200 m de altura, el descenso fue importante, pero al tratar de seguir descendiendo del nivel, la respuesta fue desigual en las distintas explotaciones, lo que evidenció una clara heterogeneidad de transmividades de este acuífero fracturado. Los usuarios fueron abandonando el sindicato, lo que provocó el incremento de gastos para los adscritos y originaron graves problemas económicos. Finalmente, el desagüe cesó en 1941 tras varios años de inactividad.

A final de la década de 1950 se pudo construir un túnel que atravesaba toda la Sierra, túnel José Maestre, pero su objetivo principal era enlazar las principales explotaciones mineras mediante pozos tolva, no la depresión del nivel piezométrico (del Olmo 1998).

Carulla (1977) realizó un estudio hidrogeológico del sector sur de la Sierra de Cartagena para encontrar abastecimiento de agua no salobre para el lavadero de mineral “Roberto”. El objetivo era obtener un caudal permanente de 0.03 m³/s que no sobrepasase los 300 mg/L de ion cloruro. Para ello realizó una serie de ensayos de bombeo (los parámetros hidráulicos obtenidos se muestran en la Figura 2.13), de los que obtuvo como favorable la explotación permanente en el pozo “La Verdad de un Artista” de unos 0.01 m³/s y en “Carolina la doncella” de otros 0.01 m³/s, que asegurarían el abastecimiento de dos terceras partes del caudal necesario. Para alcanzar los 0.03 m³/s buscados propone el uso de pozos de apoyo, en los que los caudales explotables son menores, por ejemplo el pozo “Anita” donde se podría extraer continuamente 0.002 m³/s, o el pozo “Los Burros” con un caudal de 0.0003 m³/día.

2.6 MINERÍA

2.6.1 Evolución histórica de la minería en el distrito de la Sierra de Cartagena-La Unión

La Sierra de Cartagena-La Unión es mundialmente conocida dentro de la comunidad científica como acreditan las publicaciones realizadas (Friedrich 1962, Graeser y Friedrich 1970, Kager 1980, Pavillon 1969, Oen et al.1975, Urban 1968). El "manto de silicatos", con su mineralización de greenalita constituye un ejemplo prácticamente único en el mundo, ya citado en el Tratado de Metalogenia de Launay que en el siglo XIX se estudiaba en la Escuela de Minas de París (Manteca et al. 2006).

Pero las actividades extractivas se remontan muchos siglos atrás, ya que se han encontrado vestigios de explotaciones pertenecientes a civilizaciones antiguas, como iberos, fenicios, cartagineses y romanos, quienes extrajeron principalmente oro, plata, plomo, zinc, hierro y cobre (Oen et al. 1975, Orejas y Antolinos 2001). Los cartagineses además de plata extrajeron grandes cantidades de metales que contribuyeron a aumentar su poder en la guerra contra Roma. Pero los romanos conquistaron en el año 209 a.C. Carthago Nova, explotaron intensamente los yacimientos, especialmente plata, para lo que llegaron a contar con 40000 esclavos. Hasta su llegada, las técnicas de explotación eran muy rudimentarias, pero su tecnología les permitió construir pozos mineros de hasta 210 m de profundidad (del Olmo 1998). Los visigodos y musulmanes continuaron con la minería, pero sin producir ningún tipo de avance (Consejo Superior de Colegios de Ingenieros de Minas 1996).

La minería en Cartagena resurgió en el siglo XIX, con el comienzo la minería de interior, mediante un minifundismo de explotaciones. El distrito minero de Cartagena-La Unión se convierte a finales del siglo XIX en uno de los mayores productores mundiales de plomo (Vilar y Egea 1985). Pero el modelo de minería de interior por cámaras y pilares fue abandonándose paulatinamente hacia 1969. En la década de 1950 comenzó la concentración de la propiedad minera por parte de la multinacional Sociedad Minero Metalúrgica de Peñarroya España (SMMPE), y en 1954 empezó la minería a cielo abierto con la apertura de la corta Emilia (Vilar et al. 1991).

Ha sido tal la importancia de este distrito, que en 1967 el "Descubierto Emilia" ya era la corta minera para la extracción de plomo más grande de Europa, pero una de las de menor ley Pb-Ag-Zn del mundo. La explotación fue rentable para la empresa, SMMPE, porque contaba con el conocimiento geológico de la zona, maquinaria y equipamientos más eficientes y con el "factor climático", que le permitía trabajar durante todo el año, al no existir periodos de nevadas ni épocas de inundaciones que interrumpiesen las labores (Argall 1967).

Esta prolongada actividad ha causado un gran impacto visual en la zona, debido a la presencia de numerosas acumulaciones de residuos y estériles. Entre 1957 y 1987 se movilizaron más de 360 millones de toneladas de roca. Actualmente existen ruinas de hornos de fundición, castilletes y edificios mineros, así como cortas y cientos de brocales de pozos. Como consecuencia, las poblaciones del entorno más próximo a la zona minera tienen limitada su expansión por la presencia de balsas de residuos (El Llano del Beal) o como Portman, que se ha visto desprovisto de su bahía, puerto y playa natural, ya que la bahía ha sido colmatada con 25 Mm³ de lodos de flotación vertidos durante 30 años (García 2004).

La actividad minera cesó en el año 1991, debido a la presión económica, ambiental y social (Colmenar 1990).

2.6.2 Impactos de la actividad minera

El resultado de casi 3000 años de actividad minera se muestra en las cartografías de las figuras 2.15 y 2.16, donde se observa la distribución de aproximadamente unos 1900 pozos mineros, 12 cortas mineras y distintas acumulaciones de residuos mineros presentes en el área de estudio.

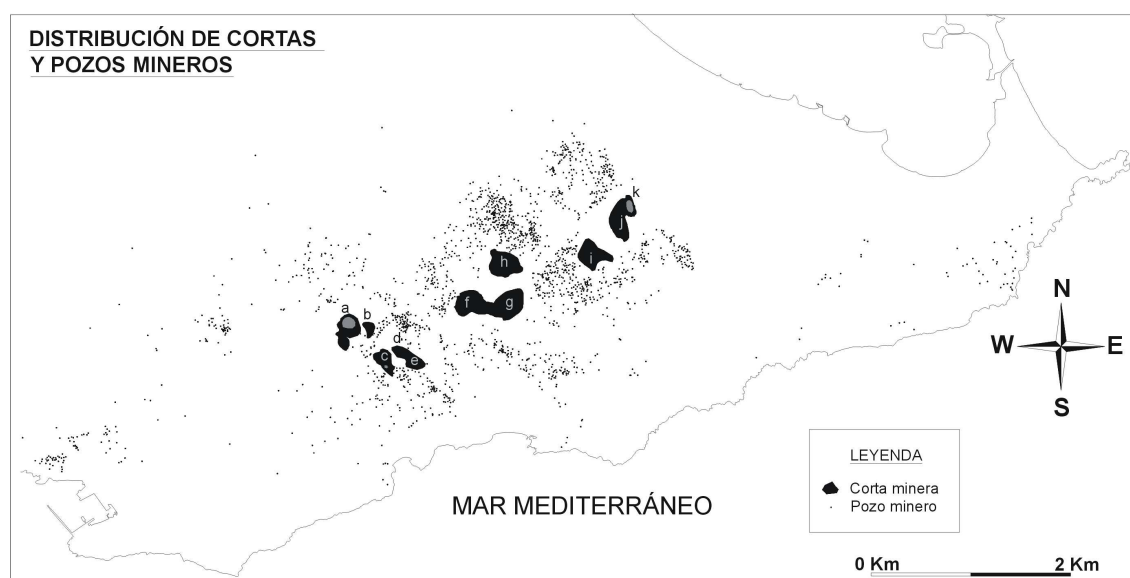


Figura 2.15 Distribución espacial de pozos y cortas mineras (a Brunita; b Eloy; c Gloria; d Gloria Este; e San José; f, San Valentín; g Tomasa; h Emilia; i Los Blancos III; j Los Blancos I; k Los Blancos II)

El número de pozos mineros que fueron excavados se aproxima a 3000. Actualmente, se han inventariado alrededor de 1900 (Fig. 2.15), ya que el resto fueron destruidos por la excavación de las cortas mineras (García 2004). Las acumulaciones de residuos se pueden clasificar en varios tipos en función de la actividad minera o del proceso metalúrgico del que resulta. En la Tabla 2.3 se muestran las acumulaciones existentes de cada tipo así como el volumen y el área que ocupan. La Figura 2.16

muestra la distribución espacial de las acumulaciones y la Figura 2.17 imágenes de cada tipo de acumulación de residuos. A continuación se indican las características principales de cada residuo:

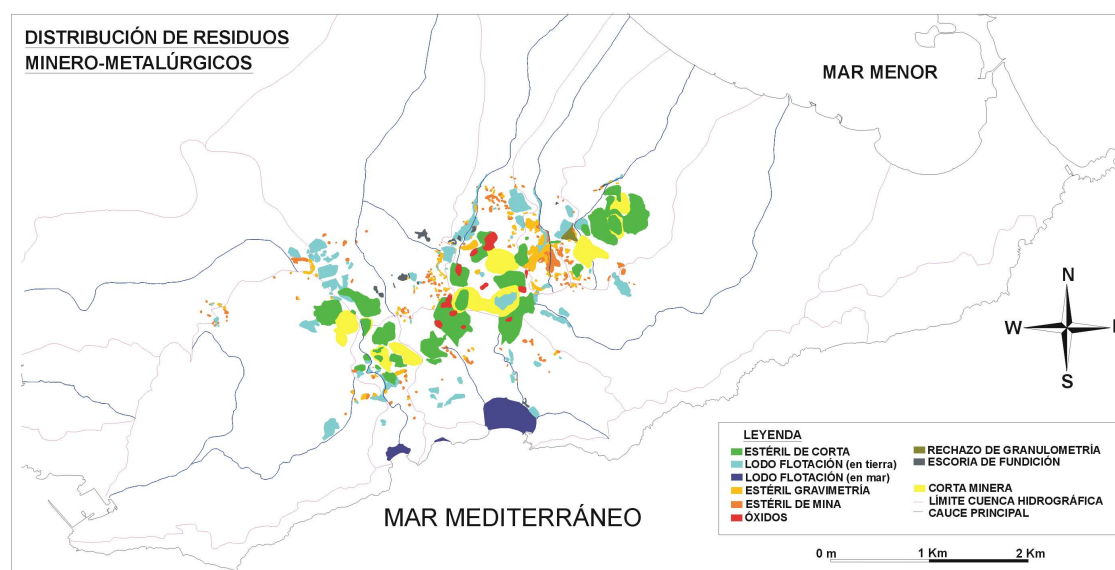


Figura 2.16 Distribución espacial de las distintas acumulaciones de residuos minero-metalúrgicos existentes en la Sierra de Cartagena-La Unión (modificado de García 2004)

- Balsas de lodos de flotación, formadas por los residuos procedentes de lavaderos de flotación diferencial. Todas las balsas de residuos se construyeron de forma similar, variando su geometría en función de su ubicación, situadas sobre terrenos subhorizontales en fondos de valle o a media ladera. Los lodos son el producto del proceso de tratamiento metalúrgico en forma de hidromezcla con distintas relaciones sólido/líquido, esta proporción condicionará el tipo de balsa a la que se derivarán. La granulometría oscila entre fracción arena y limo. La producción de lodos se extendió durante el periodo 1940-1991.

- Escombreras de mina, pozo y corta: estructura minera que recibe material originado en las labores de desmonte, excavación y preparación de las minas, pozos y cortas. Se han generado desde tiempos pre-romanos hasta 1991. Su granulometría varía desde fracción arena a bloques y bolos.

- Escombreras de escoria de fundición (localmente denominados “gacheros”): son acumulaciones de material resultante de los procesos de fundición en hornos, de tamaño de grano grueso y textura vítrea.

- Escombreras de óxidos: acumulaciones de material oxidado procedentes de la cobertera de los yacimientos de sulfuros, los minerales presentes no eran procesables por los procedimientos disponibles por encontrarse en forma de óxidos. Estos residuos se depositaron entre 1953-1991. El tamaño de grano oscila entre gravas y limos.

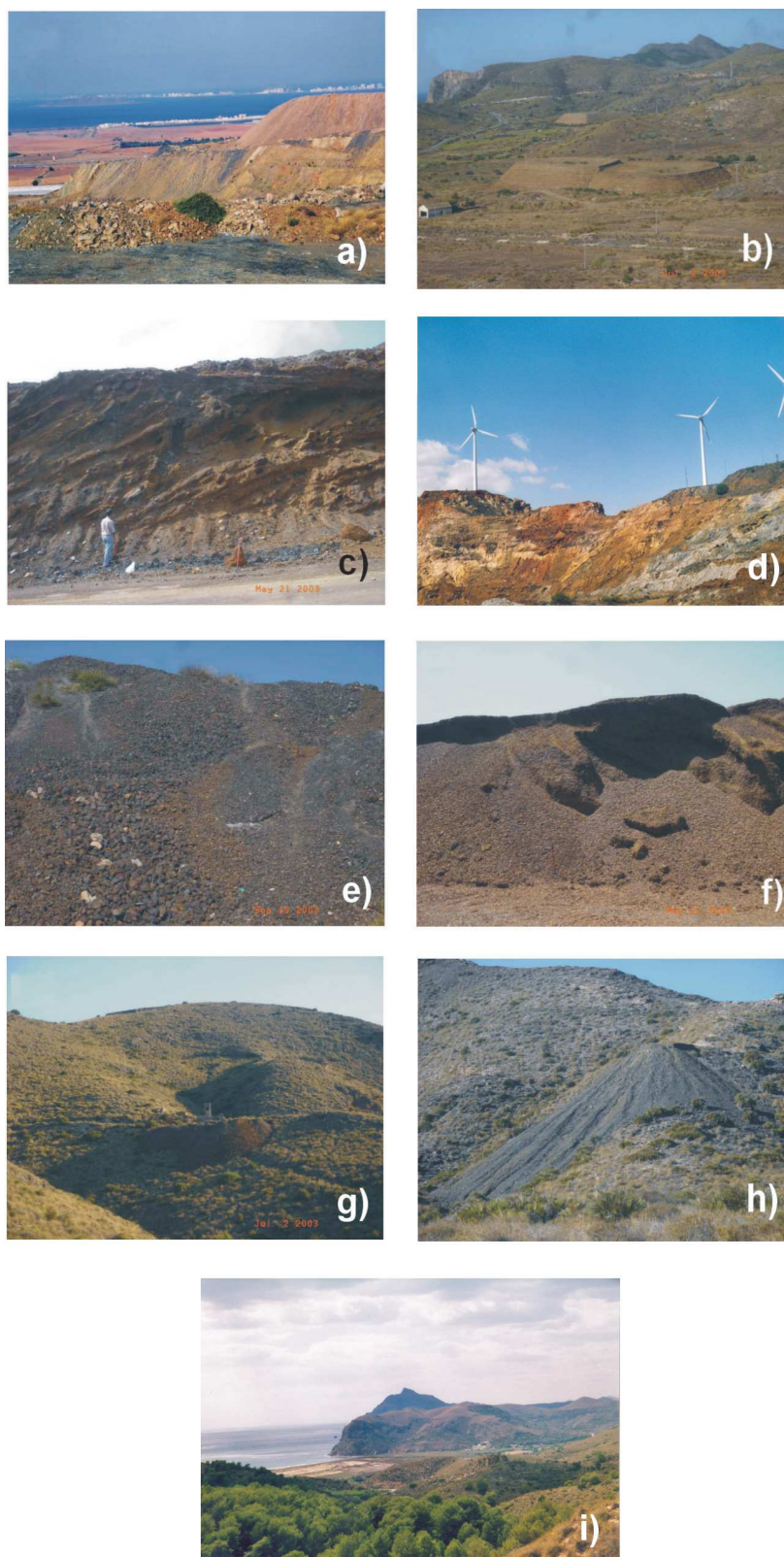


Figura 2.17 Imágenes de los distintos tipos de residuos minero-metalúrgicos inventariados en el área de estudio: a) estériles de corta, b) lodos de flotación, c) estéril de concentración gravimétrica, d) óxidos, e) escoria de fundición, f) estéril de granulometría, g) estériles de mina, h) estériles de pozo, i) lodos de flotación relleno la bahía de Portman

- Escombreras de granulometría y concentración gravimétrica: son pilas de material descartado de los procesos de separación granulométrica y gravimétrica. Los estériles de concentración gravimétrica son materiales de tamaño de grano grava-arena, acumulados en depósitos de dimensiones reducidas, producidos desde tiempos pre-romanos hasta el año 1950 que se substituye por el método de flotación diferencial. En los depósitos de rechazo de granulometría se encuentra la fracción superior a 30 mm, ya que en el proceso de pre-concentración dentro del ciclo de flotación diferencial los sulfuros se concentraban preferentemente en la fracción fina.

Tabla 2.3 Número de acumulaciones, volumen y área total ocupada por cada tipo de residuo minero (García 2004)

Tipo de residuo	nº acumulaciones	volumen (Mm ³)	área ocupada (km ²)
Estéril de corta	32	136	4.21
Estéril de mina	176	3	0.48
Estéril de pozo	1902	0.5	0.02
Lodos de flotación	89	23	2.18
Estéril de gravimetría	119	3.7	0.65
Estéril de granulometría	1	0.6	0.06
Óxidos	11	6.9	0.26
Escoria de fundición	19	0.7	0.13
Lodos de flotación (bahías)	3	25	0.73
Total	2352	199	8.72

2.7 ACTUACIONES SOBRE EL TERRITORIO

Actualmente la zona minera está abandonada, sin plan de restauración y rehabilitación integral. En ella se están llevando a cabo actuaciones puntuales de diversa finalidad. Entre las actuaciones realizadas se deben destacar las que realiza la Fundación Sierra Minera, (<http://www.fundacionsierraminera.org>), cuya finalidad es promover el desarrollo de la zona, integrando los aspectos económicos, laborales, sociales, medio ambientales, educativos y culturales, mediante la gestión y/o ejecución de los proyectos. Merece especial atención el proyecto JARA financiado por el Programa Europeo LIFE-Medio Ambiente, cuyo objetivo es crear un nuevo producto turístico ecocultural sostenible para la zona. Se ha creado un Centro de Interpretación Minero-Ambiental Sierra Minera de Cartagena-La Unión en la mina Las Matildes, que ha conseguido restaurar y mantener el castillete de esta mina perteneciente al Sindicato de Desagüe (del Olmo 1998). Este centro dispone de un servicio de ecoturismo y turismo cultural, ofrece una serie de itinerarios que incluyen visitas y recorridos por puntos tan simbólicos de esta zona como la Bahía de Portmán, la Peña del Águila o el Monte de las Cenizas o la ruta por la Carretera del 33 (Manteca et al. 2000), que constituye parte del legado minero e histórico de este lugar.

Otra fundación que trabaja sobre la Sierra es el Consorcio Turístico Sierra Minera (DORM nº 265, 15-11-2004) que está llevando a cabo la rehabilitación de la mina Agrupa Vicenta para hacerla visitable y tiene en proyecto el Cabezo Rajao.

Hasta la actualidad se han retirado dos balsas de residuos por problemas ambientales, en el entorno del Cabezo Rajao, próxima al núcleo urbano de El Garbanzal (La Unión) y otra al sur del Llano del Beal (Fig. 2.18). Existen previsiones para retirar otras acumulaciones de residuos en un futuro próximo, con el fin de evitar la contaminación ambiental que producen actualmente y permitir el aprovechamiento del suelo para otros usos, pero no se ha podido disponer de documentación al respecto.

La principal actividad económica de los habitantes de los alrededores de la Sierra de Cartagena-La Unión es el sector servicios y la construcción. Al Este de la principal zona minera se ha construido un campo de golf, en el término municipal de los Belones, que cuenta con tres campos de 18 hoyos.



Figura 2.18 Eliminación de residuos al sur del término municipal del Llano del Beal (Mayo 2005). Obsérvese en que situación se han dejado los castilletes de antiguas explotaciones mineras

Referencias

- Argall GO Jr. (1967) Peñarroya trips, Spanish mountain top for new Pb-Zn-Ag open-pit mine. *World Mining* 20 (8): 36-43
- Azañón JM, Galindo-Zaldívar J, García-Dueñas V, Jabaloy A (2002) Alpine Tectonics II: Betic Cordillera and Balearic Islands En: Gibbons W, Moreno T (eds) *The Geology of Spain*. The Geological Society of London. 401-416
- Banda E, Ansorge J (1980) Crustal structure under de central and eastern part of the Betic Cordillera. *Geophys. J. R. Astr. Soc.* 63: 515-532

- Carulla N (1977) Estudio hidrogeológico del sector Sur de la Sierra de Cartagena para el abastecimiento de agua no salobre al lavadero Roberto. 32 p. No publicado
- CEBAS (1970) Estudio Hidrogeológico en los alrededores de Escombreras, Cartagena (Murcia). 45 p
- CHS (1991) Estudio hidrogeoquímico sobre la influencia del vertido a la corta Tomasa en la zona del Llano del Beal-Potman. Murcia, 102 p
- CHS (1997) Plan hidrológico de la cuenca del Segura. Memoria. 363 p
(http://www.mma.es/cuencas/segura/docum_plan.htm)
- CHS (2005) Informe de los artículos 4, 5 y 6 de la DM A. Versión 3. 329 p
<http://www.chsegura.es/chs/planificacionydma/dma/implementacion/informearticulos567/index.html>
- Colmenar E (1990) Fin de los vertidos en Portmán. Un alud de treinta años. Revista del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo 381: 35-38
- Conesa HM, Faz A, Arnaldos R (2006) Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena-La Unión mining district (SE Spain). The Science of the Total Environment 366 (1): 1-11
- Consejo Superior de Colegios de Ingenieros de Minas (1996) La Minería en España. Situación actual y posibilidad de desarrollo. Tomo I (513 pp) y II (264 pp)
- de Juan D, Meseguer V, Lozano LJ (1998) Impacto hidrológico del cierre de las minas. El caso de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión. Ingeniería Química 195-197
- del Olmo C (1998) Cierre de minas: algunos casos de estudio. Reunión Científico-Técnica sobre el Agua en el Cierre de Minas. Oviedo. 25-60
- Duran JJ, García de Domingo A, López-Geta JA (2003) Hydrogeological characterization of the Spanish wetlands included in the Ramsar Convection. Mapa 1: 2.500.000
- Egeler CG y Simon OJ (1969) Orogenic evolution of the Betic Zone (Betic Cordilleras, Spain), with emphasis on the nappes structures. Geologie en Mijnbouw 48:296-305
- Estrela T, Ferrer M, Ardiles L (1995) Estimation of precipitation-runoff regional laws and runoff maps in Spain using a geographical information system. Séminaire International annuel du group AMHY de FRIEND (Thessalonique, Grèce). Rapport annuel n°5 (1995-1996). PHI-V Documents techniques en hydrologie 11: 134-141
- Friedrich G (1962) Über ein dem Greenalit maestebendes mineral der Serpentinegruppe aus den subvulkanischen hidrotermalen erzvorkommen der Sierra de Cartagena in Spanien. Beitr.Mineralogie Petrographie 8: 189-198
- Fundación Sierra Minera (2001) Medio ambiente y empleo en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión. Fundación Sierra Minera. 256 p
- Gagny C, Marconnet B (1994) Les minéralisations Pb-Zn du district de Carthagène (Espagne): un nouveau modèle structural. Application à la prospection (Pb-Zn mineralization in the Cartagena district (Spain): a new structural model for exploration). Chonnique de la recherche minière 516: 25-38

- García C (2004) Impacto y riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos de la Sierra de Cartagena-La Unión (Murcia-España). Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena 423 p
- García C, Hoz P, Jiménez AD, López R, Puche AJ (1978) Estudio Hidrogeológico El Descargador-Llano del Beal, Sector norte de la sierra de Cartagena-La Unión. No publicado. 109 p
- García-Tortosa FJ, López-Garrido A, Sanz de Galdeano C (2000) Présence du complexe tectonique Malaguide à l'est de Carthagène (zone interne Bétique, Espagne). C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Terre et des planètes. Earth and Planetary Sciences 330: 139-146
- Graeser S, Friedrich G (1970) De l'age et de la genese des gisements plombo-zinciferes de la Sierra de Cartagene, en Espagne. Mineral Deposita 5: 365-374
- Guardiola R (1927) Estudio metalogénico de la Sierra de Cartagena. Instituto Geológico de España. Memoria 53: 564 p
- Hernández J, García G, Conesa H, Faz Cano (2004) Polluted soils by mining and industrial activities in the "Campo de Cartagena" county (Murcia) En: Faz A, Ortiz R, Garcia G (eds) Fourth International Conference on Land Degradation. Excursion Guidebook: 67-83
- IGME (1999) Atlas del medio natural de la región de Murcia
- IGME-MOPTMA (1996) Recuperación de los usos de la Bahía de Portmán. Estudio geológico e hidrogeológico de la Sierra Minera (Murcia).Madrid. 306 p
- Kager PCA (1980) Mineralogical investigation on sulfides, Fe-Mn-Zn-Mg-Ca-Carbonates, greenalite and associated minerals in the Pb-Zn deposits in the Sierra de Cartagena, Province of Murcia, SE Spain. Ph.D. Thesis, University of Amsterdam, GUA paper of Geology series 1 (12): 230 p
- Lunar R, Manteca JI, Rodríguez P, Amorós JL (1982) Estudio mineralógico y geoquímico del gossan de los depósitos de Fe, Pb, Zn de la Unión (Sierra de Cartagena) (Mineralogical and geochemical study of Fe, Pb, Zn gossan deposits of La Unión (Sierra de Cartagena)). Bolletin Geológico y Minero T. XCIII-III: 244-253
- Manteca JI, García C, Berrocal MC (2006) Anotaciones sobre el patrimonio geológico y minero de la Sierra de Cartagena-La Unión. 6p <http://www.sedpgym.org/>
- Manteca JI, Ovejero G (1992) Los yacimientos Zn, Pb, Ag-Fe del distrito minero de La Unión-Cartagena, Bética Oriental (Zn, Pb, Ag-Fe ore deposits of La Unión-Cartagena mining district, eastern Betic Cordillera). In: García Guinea J, Martínez Frías J (ed) Recursos minerales de España. CSIC, 1085-1101
- Manteca JI, García C, Ródenas FJ (2000) Ruta Minera "Carretera del 33" La Unión-Murcia. Exmo. Ayuntamiento de La Unión. Concejalía de Turismo y Museos. 33 p
- Martínez J, Esteve MA (2000) Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico. Mediterranea. Serie de estudios biológicos 19-25
- Oen IS, Fernández JC, Manteca JI (1975) The Lead-Zinc and associated ores of La Unión- Sierra de Cartagena, Spain. Economic Geology 70: 1259-1278
- Orejas A, Antolinos JA (2001) Les mines de la Sierra de Cartagena. Atlas historique des zones minières d'Europe Commission of the European Communities Vol. 19700: 1-14

- Ovejero G, Jacquin JP, Servajean G (1976) Les minéralisations et leur contexte géologique dans la Sierra de Cartagena (Sud-Est de L'Espagne) (Mineralizations and their geologic context in la Sierra de Cartagena (SE Spain)). Bulletin Société Géologique de France (7), t. XVIII (3): 613-633
- Pavillon MJ (1969) Les minéralisations plombo-cinzíferes de Carthagène (Cordillères Bétiques, Espagne). Un exemple d'héritages successifs en métallogénie. Mineral Deposita 4: 368-385
- Robles-Arenas VM, Rodríguez R, García C, Manteca JI, Candela L (2006) Sulphide-mining impacts in the physical environment: Sierra de Cartagena-La Unión (SE Spain) case study. Environmental Geology 51(1): 47-64
- Rodríguez Estrella T (1986) La neotectónica de la Región de Murcia y su incidencia en la ordenación del territorio. I Jornada de Estudio del Fenómeno Sísmico y su incidencia en la Ordenación del Territorio. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Instituto Geográfico Nacional 7: 259-283
- Romero A, Belmonte F (2002) Los paisajes geomorfológicos de la región de Murcia como recurso turístico. Cuadernos de Turismo 9: 103-122
- Sanz de Galdeano C (1990) Geologic evolution of Betic of the Betic Cordilleras in Western Mediterranean, Mioceno to the present. Tectonophysics 172: 107-119
- Simonneau J (1973) Mar Menor. Evolution sedimentologique et geoquimique récent du remplissage. Thèse de doctorat. Université Paul Sabatier. 172 p
- Torres-Roldán RL (1979) The tectonic subdivision of the Betic Zone (Betic Cordilleras, southern Spain): its significance and one possible geotectonic scenario for the westernmost Alpine belt. American Journal of Science 279: 19-51
- Urban H (1968) Neue Untersuchungsergebnisse zur genese der im östliche teil der erzprovinz von Cartagena (Spanien) gelegenen, Blei-Zinkerz vorkommen. Mineralium Deposita 3: 162-170
- Vilar JB, Egea PM (1985) La minería murciana contemporánea (1840-1930). Caja Murcia-Universidad de Murcia. Murcia. 389 p
- Vilar JB, Egea PM, Fernández JC (1991) La minería murciana contemporánea (1930-1985). Instituto Tecnológico Geominero de España. Madrid. 256 p

Capítulo 3

Metodología



Las actividades llevadas a cabo para la consecución de esta tesis se pueden agrupar en tres apartados: trabajo de campo, de gabinete y de laboratorio. Todas estas actividades han sido desarrolladas de forma conjunta o en distintas fases, en función del progreso de la investigación.

3.1 TRABAJO DE GABINETE

Incluye todas las actividades realizadas desde el comienzo de la investigación hasta la redacción final de esta memoria. Para poder llevar a cabo la caracterización del área de estudio se realizó una intensa recopilación bibliográfica y un profundo análisis de toda la información disponible, tanto en instituciones públicas (IGME, CHS, Fundación Sierra Minera) y como en diversas entidades privadas. En conjunto, se ha podido disponer de informes mineros antiguos de carácter muy local y con propósitos muy diversos (por ejemplo: Carulla 1977, García et al. 1978), hasta documentos con gran enfoque hidrogeológico como el Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura (CHS 1997) o el informe elaborado para la Directiva Marco del Agua por la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS 2005).

Sobre la geología del área de estudio existen muchas publicaciones, en especial referentes a la mineralogía, la mayoría de estos estudios fueron financiados por la Sociedad Minero Metalúrgica Peñarroya España.

El procesado de la información hidrogeoquímica, recopilada y generada durante la investigación, se ha llevado a cabo mediante la realización de diversos mapas, diagramas utilizados en hidrología (Piper, Stiff..) y la aplicación del código PHREEQC (Parkhurst 1995).

Para estimar la recarga del acuífero se han empleado dos métodos. El primero consiste en realizar un balance con la concentración de ion cloruro en el agua de precipitación y en el acuífero, y el segundo en cuantificar las zonas con diferente densidad de fracturación, donde se producirá preferencialmente la infiltración del agua de lluvia. Para el segundo cálculo se ha empleado el programa ArcView 9.0 de ESRI, con la herramienta Spatial Analyst Tools se ha creado un mapa de densidades a partir de la capa de fallas (creada previamente en CAD). La salida es un mapa *raster*, con tamaño de celda de 45 x 45 m, el cual ha considerado la longitud de fallas que hay en cada celda para asignarle un intervalo de densidad medido en km de falla por km², los rangos definidos han sido de 0.001-1, 1-3, 3-5, 5-7 y 7-9 km/km². A cada intervalo de densidad se le ha asignado un porcentaje de infiltración, que se multiplicará por el área total correspondiente a cada rango de densidad.

3.2 TRABAJO DE CAMPO

Se han realizado dos campañas de campo principales y diversas visitas al área de estudio a lo largo del desarrollo de la tesis, con el objeto de identificar y muestrear nuevos puntos de agua, y colocar unos bidones para recolección de la deposición total atmosférica (Fig. 3.1). La primera gran campaña de campo, realizada entre Enero y Marzo de 2003, proporcionó datos de medida del nivel piezométrico en 388 puntos. En la segunda se tomaron 111 muestras de agua, (105 fueron recogidas en pozos mineros, 2 en dos lagos, 2 en manantiales y 2 en dos bocaminas con drenaje ácido), durante el último cuatrimestre de 2003. Todos los puntos de agua han sido nivelados, las coordenadas han sido tomadas con GPS (Silva GPS Multi-Navigator), y comprobadas sobre el mapa topográfico 1:5000. En la Figura 3.2 se puede observar la dificultad con la que se ha realizado parte de este trabajo de campo. En cada muestra se ha determinado in situ el valor de pH, conductividad eléctrica y temperatura mediante el multiparameter-recording device (pH/Cond 340i/SET). Las muestras se tomaron por duplicado (en botellas de 100 ml de polietileno). En una de las muestras se efectuó la determinación de los componentes mayoritarios, y en la segunda la concentración de metales. Esta segunda muestra se filtró a $0.45 \mu\text{m}$ con filtros de celulosa y se acidificó a $\text{pH} < 2$ con HNO_3 . Posteriormente, se almacenaron a una temperatura de $4 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta ser enviadas a los laboratorios.

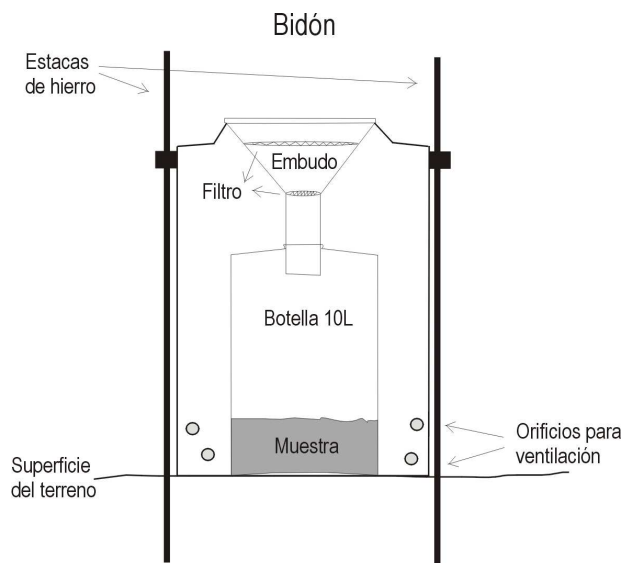


Figura 3.1 Bidón instalado en la superficie del terreno para la recogida de la deposición total atmosférica. A la derecha un esquema del dispositivo empleado modificado de Alcalá (2005)

La calidad de todos los análisis ha sido valorada mediante la determinación del error con balance de cationes y aniones, de conductividad y contenido de iones y conductividad y residuo seco. Un 7% de las muestras presentan un error no admisible en el cálculo del balance de cationes y en el balance del contenido de iones y conductividad, son las muestras con pH más bajo y elevada mineralización, donde existen cationes en disolución que no son considerados para el cálculo.

Durante esta campaña se recogieron muestras de residuos mineros (5-10 kg), de eflorescencias salinas (aprox. 10-50 gr) y se muestreó el sedimento presente en la rambla del Beal (12 muestras de 5-10 kg). Todas las muestras fueron almacenadas en bolsas herméticas para evitar la pérdida de humedad.



Figura 3.2 Imagen del momento de medida del nivel piezométrico en un pozo minero

A finales de Septiembre de 2005 se tomaron 10 muestras de agua, 8 en pozos mineros y 2 en manantiales, con el objetivo de determinar el contenido isotópico (^{18}O , ^2H y ^3H) del agua del acuífero. Se eliminaron las burbujas de aire de las botellas para evitar el intercambio con la atmósfera, a pesar de que las muestras procedentes de pozos recogen agua de la superficie, al no existir ninguna posibilidad técnica que permita coger la muestra en profundidad, ni tras un bombeo. Se utilizaron botellas de 1L para la determinación del ^3H y de 100 mL para la determinación del contenido en ^{18}O y ^2H .

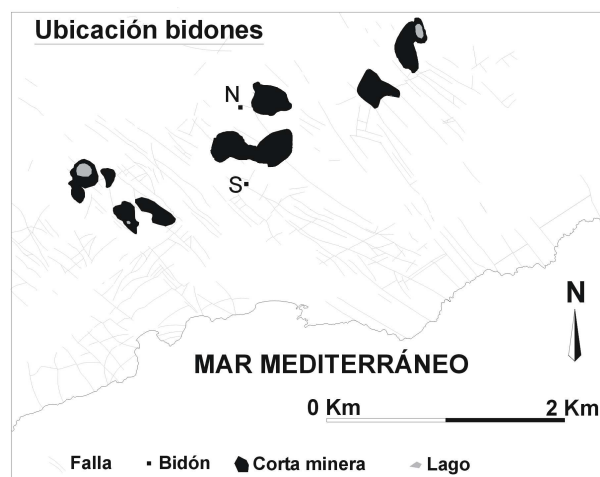


Figura 3.3 Localización de los bidones colocados en la superficie del terreno a ambas vertientes de la Sierra de Cartagena-La Unión para la recolección de la deposición total atmosférica

Durante esta campaña se instalaron dos bidones en la superficie del terreno para la recolección de la deposición total atmosférica en cada una de las vertientes de la Sierra de Cartagena-La Unión. Se trata

de bidones de 30 L, pintados de blanco para minimizar el efecto de la insolación, donde se introdujo una botella de 10 L, para la recogida de la precipitación, y un embudo, los tres encajan perfectamente. Sobre el embudo se han colocado dos rejillas para evitar la entrada de hojas, insectos, etc. (Fig. 3.1; Alcalá 2005). La muestra representativa fue recogida un año después, Septiembre de 2006.

Se disponen de muestras de varios eventos lluviosos recogidas en dos estaciones termo-pluviométricas ubicadas en el Campo de Cartagena, en las estaciones más proximidades a la Sierra, del periodo comprendido entre Octubre de 2003 y Abril de 2004. De este periodo también se dispone de 6 muestras de escorrentía superficial (García 2004).

3.3 TRABAJO DE LABORATORIO

La determinación de las características físico-químicas del agua se realizó a un laboratorio comercial, e incluyó el análisis de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , Fe y Mn, alcalinidad total (TAC), dureza (HAR), pH, conductividad eléctrica (EC) y total de sólidos disueltos (TDS). La concentración de Zn, Pb, Cd, Ni y Sr se determinó mediante ICP-MS en el laboratorio de Química de la Universidad de Girona.

Los contenidos de Tritio de las muestras procedentes de la segunda campaña se determinaron en el laboratorio CEDEX-CETA (Madrid) y el ^{18}O y Deuterio en el laboratorio de Faculty of Physics and Applied Computer Science de AGH University of Science and Technology (Krakow-Poland).

Los análisis granulométricos de las muestras de sedimentos y residuos mineros se realizaron hasta la fracción 0.05 mm mediante tamizado, y para la fracción menor la curva granulométrica se determinó mediante difracción láser con el aparato Mastersizer 2000 (Malvern). La mineralogía de las muestras de sedimentos, residuos y eflorescencias salinas se determinó mediante Difracción de Rayos X. El tamizado se llevó a cabo en el Laboratorio de Geotecnia del departamento de Ingeniería del Terreno, Cartográfica y Geofísica de la ETSECCPB-UPC y el resto de determinaciones en el Instituto de Ciencias de la Tierra "Jaume Almera"-CSIC.

La evaluación del riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos se ha realizado mediante el test de lixiviación indicado por DIN 38414-S4 del Deutsches Institut für Normung (DIN-NORMEN 1984). Para este ensayo se consideran partículas de fracción inferior a 10 mm, el agente extractante es agua Milli-Q. El agua se pone en contacto con el residuo bajo condiciones controladas durante un periodo de 24 h, con una relación sólido/líquido del 1/10. Tras este periodo, los componentes no disueltos se separan mediante

filtración a 0.45 μm y se analizan los elementos presentes en el extracto. En este estudio se determinó CE, pH y el contenido en Ni, Pb, Cu, Zn y Cd mediante ICP-AES. El proceso se repitió tres veces para cada residuo. Estas determinaciones se llevaron a cabo en el departamento de Química de la Universidad de Girona.

Referencias

- Alcalá FJ (2005) Recarga a los acuíferos españoles mediante balance hidrogeoquímico. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña 689 p.
- Carulla N (1977) Estudio hidrogeológico del sector Sur de la Sierra de Cartagena para el abastecimiento de agua no salobre al lavadero Roberto. No publicado
- CHS (1997) Plan hidrológico de la cuenca del Segura. Memoria. 363 p
http://www.mma.es/cuencas/segura/docum_plan.htm
- CHS (2005) Informe de los artículos 4, 5 y 6 de la DM A. Versión 3. 329 p
<http://www.chsegura.es/chs/planificacionydma/dma/implementacion/informearticulos567/index.html>
- DIN-NORMEN (1984) DIN 38414-S4 German Standard methods for the examination of water, waste water and sludge; group S (sludge and sediments): determination of leachability by water (S4)
- García C (2004) Impacto y riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos de la Sierra de Cartagena-La Unión (Murcia-España). Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena 423 p
- García C, Hoz P, Jiménez A, López R, Puche A (1978) Estudio hidrológico El Descargador-Llano del Beal. Sector Norte de la Sierra de Cartagena-La Unión. 109 p. No publicado
- Parkhurst DL (1995) User's guide to PHREEQC-a computer program for speciation, reaction-path, advective-transport, and inverse geochemical calculations. US Geological Survey. Water Resources Investigation. Report 95-4227

Capítulo 4

Marco hidrogeológico Modelo conceptual

Parte de los resultados mostrados en este capítulo se encuentran en la publicación:
Robles-Arenas VM, García C, Rodríguez R, Manteca JI, Candela L (2006)
Flow characterization of Sierra de Cartagena-La Unión aquifer (SE Spain)
Proceedings of the 2nd Workshop of the IAH Iberian Regional Working Group on Hard Rock
Hydrogeology AIH-GP (Ed.) A Chambel pp. 609-619 Évora (Portugal)



En este capítulo se describen los puntos de agua existentes en el área de estudio, se muestran los resultados obtenidos del estudio del nivel piezométrico y el modelo de funcionamiento hidrogeológico establecido a partir de los datos disponibles.

4.1 DESCRIPCIÓN DE LOS PUNTOS DE AGUA INVENTARIADOS EN LA SIERRA DE CARTAGENA-LA UNIÓN

El inventario de puntos de agua de la Sierra de Cartagena-La Unión incluye los lagos desarrollados en las cortas mineras, pozos mineros con agua en su interior, surgencias de agua naturales y a través de bocaminas, así como sondeos y otras perforaciones con usos distinto al minero inventariadas durante este estudio (Anejo I). Todos ellos han sido nivelados mediante GPS y con mapas topográficos 1:5000.

4.1.1 Cortas mineras

En el año 1953 se iniciaron las actividades mineras a cielo abierto. La empresa Sociedad Minero Metalúrgica Peñarroya España excavó un total de 12 cortas mineras (excavaciones realizadas en bancos descendentes de altura variable entre 5-14 m). Su inclusión en el inventario de puntos de agua se debe a que en tres de ellas se ha desarrollado un lago, y por su importancia en la recarga del acuífero, al representar una zona altamente fracturada por actividad antrópica. En la Tabla 4.1 se muestran sus características y uso actual, ya que algunas de ellas han sido utilizadas o se utilizan como vertederos de residuos de diversos orígenes.

4.1.2 Pozos

La distribución y características de los pozos mineros presentes en el área de estudio se muestra con mayor detalle en el trabajo de García et al. (2001). En el inventario se incluyen 1902 pozos (Fig. 4.1), de los que sólo 388 presentan agua en su interior. Las perforaciones son muy diferentes entre sí, variando en diámetro, sección, profundidad y protección en superficie (brocal). Se encuentran revestidas en los primeros 25 m con ladrillo y mampostería en un 60 % de los casos, en el resto de perforaciones las paredes no están revestidas. Los diámetros oscilan entre 0.5 m y 4 m aproximadamente, y el 73 % de los pozos quedan incluidos en el rango de 0.5-2.5 m. La sección de los pozos es circular para el 78 % de los casos inventariados, elíptica (12 %) y minoritariamente poligonal, cuadrada e irregular. La variación de la longitud de las perforaciones también es muy amplia, desde menos de 25 m, para el 42 % de los pozos, hasta más de 225 m de longitud, aunque el 32 % tienen una longitud comprendida entre los 25-50 m. El 45 % de los pozos presenta un brocal realizado con bloques y un 17 % de mampostería, mientras que un 18 % carece de cualquier tipo de protección en superficie, el resto presenta brocales de piedra, alambradas o una tapa de hormigón.

Tabla 4.1 Características de las cortas mineras existentes en la Sierra de Cartagena-La Unión (García 2004)

Corta	Año de inicio	Año de clausura	Cota del fondo	Área (km ²)	Perímetro (m)	Material vertido
Emilia	1954	1982	100	0,34	2334	Parcialmente rellena con residuos urbanos y de la construcción. Actual vertedero de residuos inertes
San Valentín	1966	1988	240	0,31	2309	Parcialmente rellena con materiales procedentes de la excavación de la propia corta y con lodos de flotación
Tomasa	1966	1988	160	0,40	2021	Parcialmente rellena con lodos de flotación
Gloria	1966	1984	120	0,17	1817	Parcialmente rellena con estériles de la propia corta y material procedente de Escombreras (Cartagena), sobre este material se desarrolla un lago
Gloria Este	1980	1986	201	0,08	1062	Vacía
San José	1981	1987	98	0,12	1597	Vacía
Brunita	1984	1988	90	0,21	1712	Lago (aproximadamente 622.000 m ³)
Brunita Oeste	1986	1991	167	-	-	Vacía
Eloy	1982	1984	180	0,08	1817	Rellena totalmente con estériles procedentes de la excavación de la corta Brunita
Los Blancos I	1970	1983	30	0,29	428	Parcialmente rellena con estériles de corta y lodos de flotación
Los Blancos II	1982	1985	-10	0,09	2429	Lago (aproximadamente 107.000 m ³)
Los Blancos III	1984	1991	-5	0,31	1303	Vacía

4.1.3 Surgencias

Las surgencias de agua se han dividido según su origen y características principales. En general se puede diferenciar entre surgencias relacionadas con las actividades mineras con pH ácido y surgencias naturales con pH próximo a 7.

4.1.3.a Surgencias ácidas

Se encuentran principalmente en bocaminas, y se han identificado seis (Fig. 4.1). Se han nombrado con la toponimia de la galería o mina de la que manan, son las surgencias del Túnel Lilian, Túnel José Maestre, Horno "Carretera del 33" y Galería de Portman. Las otras dos surgencias son de tipo difuso, y se denominan de acuerdo al paraje en el que se ubican. Así se ha inventariado una surgencia próxima al edificio de la Molienda Semiautógena denominada con este nombre y otra en la corta de San Valentín, donde el agua surge de una mina que ha sido rellena con residuos mineros (Fig. 4.2).

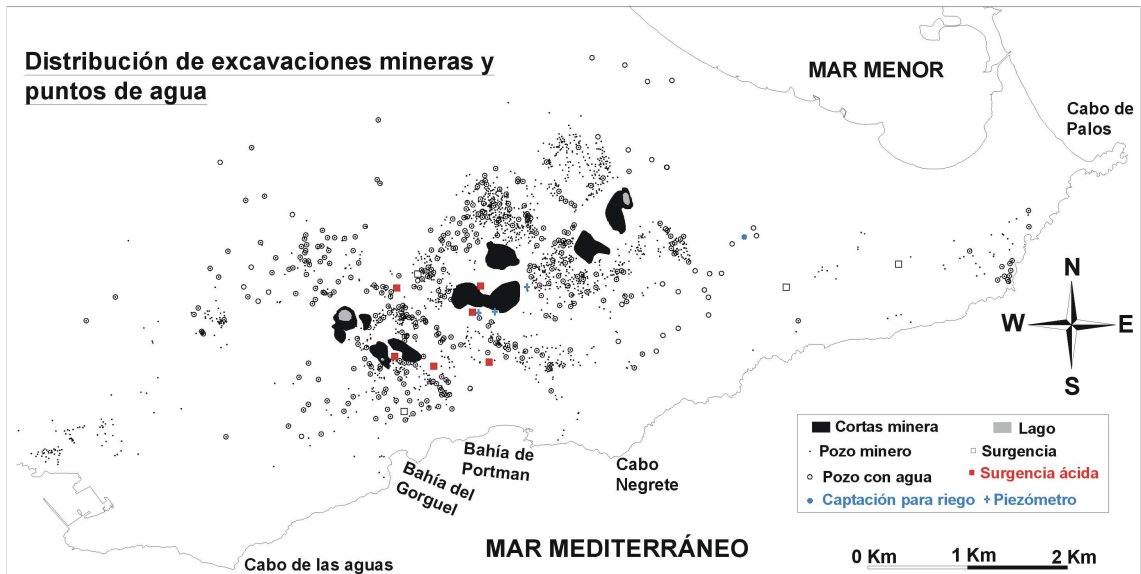


Figura 4.1 Situación de las perforaciones mineras inventariadas, (incluidas cortas y pozos), y los puntos de agua documentados en el área de estudio (pozos mineros con agua en su interior, surgencias a través de bocaminas, manantiales y lagos)



Figura 4.2 Surgencia difusa San Valentín. El agua circula por una mina actualmente rellena de residuos mineros

4.1.3.b Surgencias naturales

Las surgencias naturales o no ácidas inventariadas en la Sierra de Cartagena-La Unión son cuatro; dos de ellas son asiduamente visitadas por las habitantes de los alrededores por considerar que el agua que mana es de muy buena calidad, son los manantiales del Chorrillo (en la proximidades del núcleo urbano de la Unión) y la Fuente (localiza en los alrededores de la pedanía de Los Belones, Cartagena), ambas están entubadas. Las dos surgencias restantes son difusas y se han denominado Calzada Romana por encontrarse en las proximidades de la misma y Gorguel, por surgir en las proximidades al cauce medio de esta rambla.

4.4.4 Otras perforaciones

En este apartado se incluyen tres piezómetros y un pozo para extracción de agua para riego. Los tres piezómetros se localizan próximos a la corta Tomasa y tienen entre 50-150 m de profundidad, y el pozo de bombeo se encuentra en el NE de la Sierra (Fig. 4.1). Todas estas perforaciones son de propiedad privada y acceso restringido. En dicho pozo se extrajo entre Octubre de 2002 y Octubre de 2003 aproximadamente 0.2 hm³, estuvo parado por razones técnicas hasta Mayo de 2004, cuando de nuevo se puso en marcha en un solo mes se bombearon 0.07 hm³.

4.2 PIEZOMETRÍA

4.2.1 Elaboración del mapa piezométrico

A partir de todas las medidas realizadas en los puntos de agua disponibles, se ha tratado de definir la superficie o superficies piezométricas correspondientes al acuífero o acuíferos existentes en el área de estudio. El primer paso fue representar los valores de cota de agua en un mapa, lo que permitió reconocer grandes diferencias de nivel entre puntos muy próximos entre sí. Estas diferencias se pueden justificar si se considera que representan pozos con situaciones hidráulicas muy distintas, ya que muchos de ellos son sólo perforaciones verticales de gran diámetro, mientras que otros pueden comunicar distintos niveles de galerías o pueden haber colapsado parcialmente (Fig. 4.3).

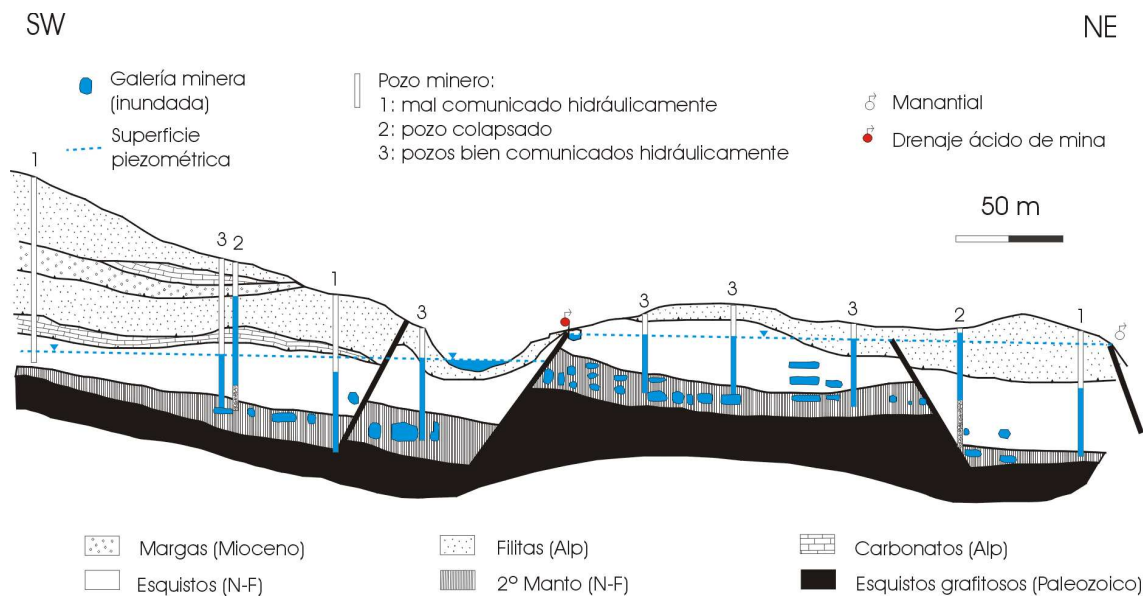


Figura 4.3 Esquema de las diferentes situaciones en las que se encuentran los puntos de agua en el área de estudio. El acuífero no es confinado, sólo se han representado las fracturas principales para dar mayor claridad a la imagen

Por ello, el nivel de agua medido en los pozos mineros puede corresponder con el nivel del agua almacenada en un pozo mal comunicado hidráulicamente, representar la altura alcanzada por el agua almacenada en una perforación que parcialmente haya colapsado (Fig. 4.3), o que el nivel responda a los acuíferos que podrían constituir los paquetes carbonatados del complejo Nevado-Filábride y del Alpujárride (Fig. 2.8, 2.9, 2.11).

Para poder distinguir los pozos que responden a cada una de las situaciones descritas se consideró la cota de fondo de la perforación, y para identificar que materiales habían sido perforados se observó la naturaleza del material encontrado en la escombrera resultante de la excavación del pozo, en el caso de que esta información estuviese disponible. La utilización de estos datos tampoco permitió definir una superficie piezométrica o varias representativas de algún nivel acuífero, por lo que se incluyeron todos estos datos en un mapa estructural, donde se representaron las mayores fracturas del área de estudio. Ello ha permitido reconocer la existencia de niveles muy distintos a ambos lados de los diferentes accidentes tectónicos, y establecer la existencia de bloques hidrogeológicos mal comunicados entre sí, desplazados unos respecto a otros en la vertical, lo que conduce a cotas diferentes del nivel piezométrico en cada bloque.

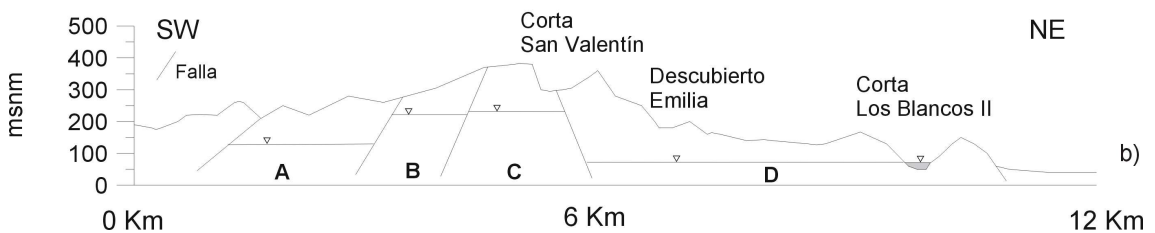
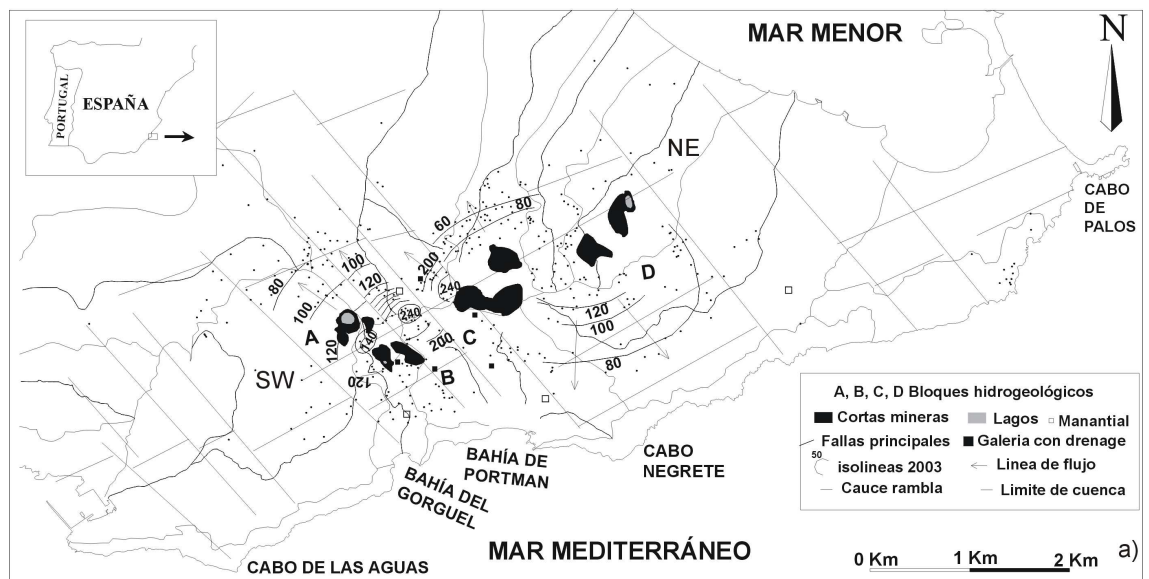


Figura 4.4 a) Mapa piezométrico elaborado con datos recogidos entre Enero y Marzo de 2003 b) Perfil longitudinal

Las fallas que delimitan los bloques son fallas del sistema N-130 (Fig. 2.8, 2.10, 4.4). Además, a este sistema está asociado el emplazamiento de la mineralización explotada por minería subterránea, por tanto esta orientación es la dirección de la mayoría de las galerías mineras, importantes zonas preferenciales de flujo para el agua subterránea. La dirección principal de flujo es NW en la vertiente Septentrional y SE en la Meridional. El sistema de fracturación N-70, no presenta mineralización asociada (capítulo 2).

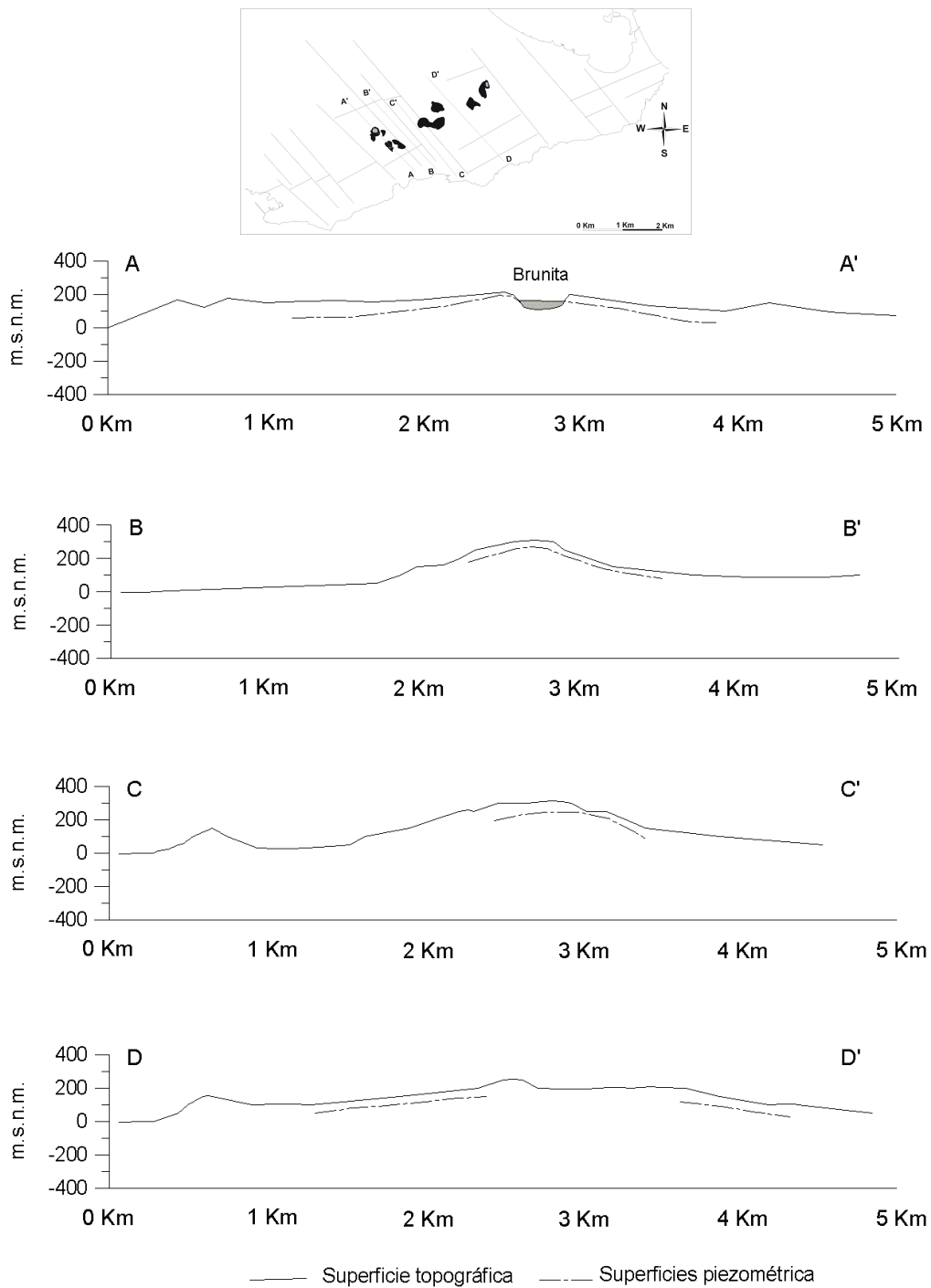


Figura 4.5 Perfiles topográficos y piezométricos longitudinales de cada bloque hidrogeológico

En el mapa piezométrico (Fig. 4.4) se puede observar que la línea divisoria de aguas subterráneas coincide aproximadamente con la alineación que describen las cortas mineras, que a su vez es prácticamente paralela a la dirección general de toda esta sierra costera. La presencia de este domo piezométrico en cada bloque hidrogeológico indica la zona donde se produce mayoritariamente la infiltración del agua de lluvia, única recarga de la unidad, al caracterizarse por presentar una mayor fracturación del material geológico debida a las actividades antrópicas. La superficie piezométrica describe aproximadamente la superficie topográfica (Fig. 4.5). La línea divisoria de aguas subterráneas muestra aproximadamente el mismo trazado que la línea divisoria de agua superficial en los bloques A, B, y C. Sin embargo en el bloque D queda desplazada hacia el Norte respecto a la cuerda de la Sierra de Cartagena-La Unión, porque las cortas de este bloque se sitúan en esta ladera, mientras que en los bloques anteriores las cortas se localizan muy próximas a las cabeceras de las ramblas (Fig. 4.4 y 4.5). La superficie piezométrica es interceptada por la superficie topográfica en el interior de las cortas Brunita y Los Blancos II, generando grandes lagos. El lago de la corta Brunita tiene un volumen aproximado de 622.000 m³ y el de Los Blancos II de 107.000 m³ (Tabla 4.1).

4.2.2 Evolución piezométrica

A partir de los valores de cota del agua disponibles en informes realizados con anterioridad a 2003, se ha intentado reconstruir la superficie piezométrica en diversos periodos. Sin embargo, se dispone de datos muy locales que no permiten cubrir toda el área de estudio y tampoco reconocer las depresiones del nivel producidas durante los periodos de explotación, ya que el cese de las explotaciones subterráneas que precisaron grandes bombeos ("Sindicato de desagüe"; del Olmo 1998) se produjo entre las décadas de 1940-1950. La minería a cielo abierto no presentó tantos problemas con el agua subterránea, sólo en las cortas Tomasa, Los Blancos II y Brunita fueron necesarios bombeos durante sus últimos años de explotación (1986-1988), ya que se alcanzó la zona saturada del acuífero. El cese del bombeo en Brunita permitió la formación del lago existente, alcanzando 30 m de columna de agua en seis meses, espesor que aproximadamente se mantiene desde entonces, ya que anualmente se ha reconocido una variación de la cota del agua del lago de Brunita entre 0.9-1.5 m. Tomasa se encuentra parcialmente rellena con lodos de flotación, hecho que probablemente ha impedido el desarrollo de un lago interior.

En las diferentes piezometrías de la Figura 4.6 se puede observar una compartimentación en bloques hidrogeológicos similar a la ilustrada en la Figura 4.4. Las cotas de la superficie piezométrica no han cambiado substancialmente desde la década de los 70 hasta la actualidad. La presencia de un determinado patrón de la superficie piezométrica a lo largo del tiempo es indicativa de la existencia de un acuífero, y no de agua de precipitación almacenada en los pozos como se había sugerido en otros estudios (IGME-MOPTMA 1996).

Con toda la información recopilada y analizada se ha podido definir la existencia de un sólo acuífero en la Sierra de Cartagena-La Unión, de tipo fracturado constituido por toda la serie bética (Fig. 2.9), principalmente por esquistos, cuarcitas, filitas, y material carbonatado, y altamente fracturado por la acción tectónica y antrópica. El espesor puede variar entre los 400-800 m. Sus límites no se pueden definir con precisión al extenderse este material geológico bajo el mar Mediterráneo por el Sur y constituir el basamento del relleno sedimentario de la cuenca del Campo de Cartagena, sin tener datos hidrologicos mas allá de los afloramientos del substrato bético.

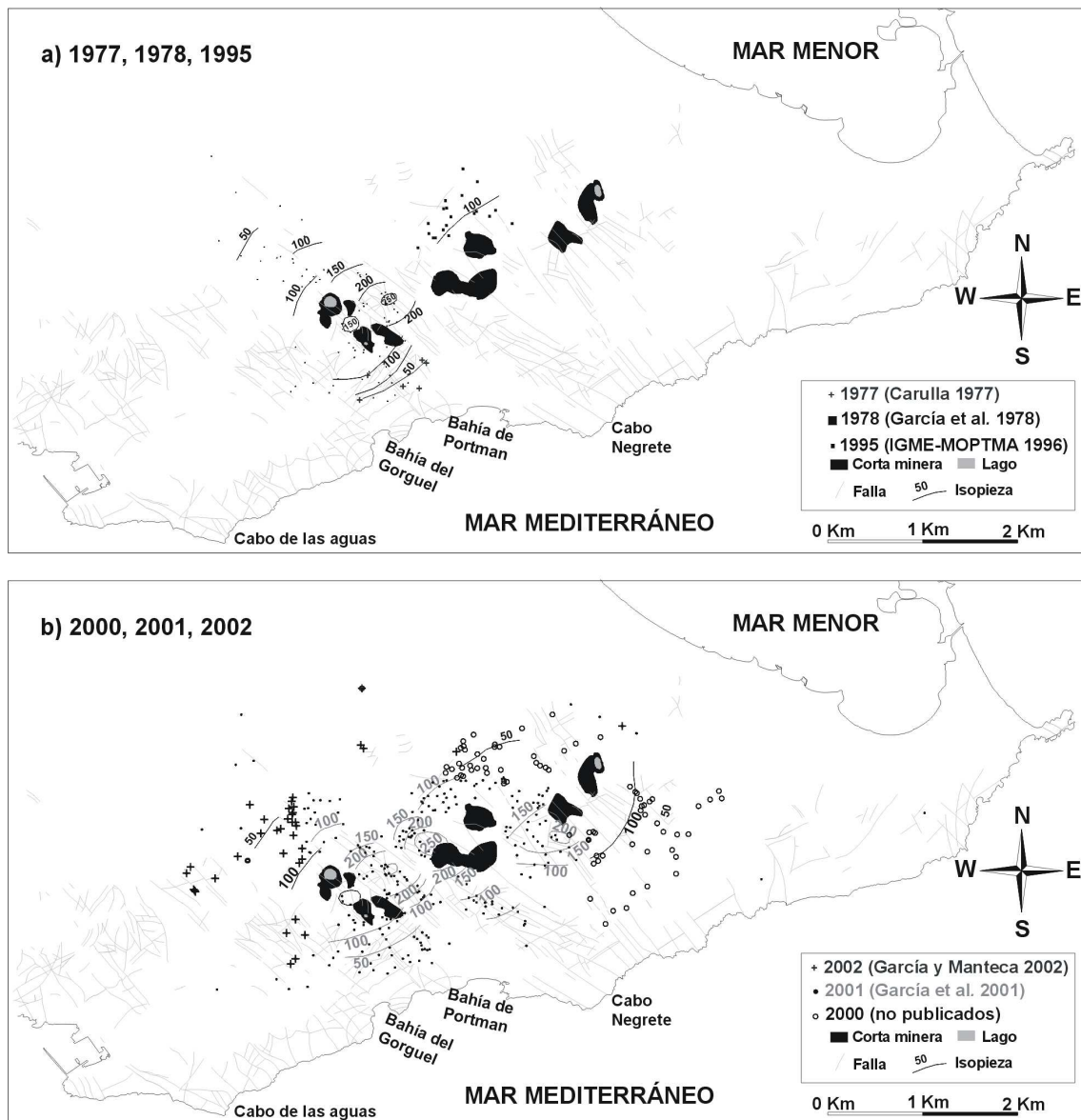


Figura 4.6 Piezometrías elaboradas con datos de estudios previos a este trabajo, a los que se hace referencia en cada mapa

4.3 HIPÓTESIS SOBRE EL FUNCIONAMIENTO HIDROGEOLÓGICO DEL ACUÍFERO

Una vez definido el acuífero y su piezometría, se muestra una estimación del balance hídrico del mismo mediante la evaluación de las entradas y salidas para un año hidrológico de un modo aproximativo dada la escasez de datos.

4.3.1 Evaluación de la recarga

La caracterización y posible cuantificación de la recarga del acuífero de la Sierra de Cartagena-La Unión se ha hecho mediante dos procedimientos, el primero a partir de la estimación de las posibles zonas de recarga y el segundo mediante balance químico, basado en la concentración de ion cloruro en el agua de recarga y en el agua del acuífero.

4.3.1.a Zonas de recarga

Se considera que la única recarga del acuífero en la zona de estudio procede de la infiltración del agua de lluvia, por ello se han cuantificado las áreas potenciales donde percola la precipitación, fundamentalmente se trata de zonas fracturadas por acción tectónica y antrópica. En relación con las zonas de fracturación antrópica las cortas mineras se han considerado como cuencas endorreicas y los pozos mineros zonas de infiltración preferencial.

En el área de estudio la precipitación media anual se considera próxima a los 300 mm, mientras que la evapotranspiración potencial es como mínimo tres veces superior a esta precipitación según la expresión de Thornthwaite (875-907 mm/año; García 2004), mientras que de acuerdo a la expresión de Penman-Monteith la evapotranspiración potencial alcanza un valor de 1200 mm, cuatro veces superior a la precipitación media anual considerada (SIAM <http://www.carm.es/cagr/cida/manual.htm>). La recarga del acuífero se produce mediante una infiltración rápida del agua de lluvia tras cada evento de precipitación. La percolación del agua de lluvia se hace principalmente a través de zonas fracturadas ya sean de origen antrópico o tectónico.

CHS (1997) estima la recarga al acuífero en 0.6 hm³/año, sin embargo, CHS (1991) estima que la recarga, en el sector del entorno de corta Tomasa (localización de la corta en Fig. 2.15), la constituye el 30 % de la precipitación, si se considera una precipitación media anual de 300 mm, la recarga para todo el área de estudio sería de 9 hm³. Se desconoce como se realizó la estimación de la recarga en ambos documentos al no detallarse la metodología seguida.

En vista de la disparidad en los datos de recarga calculados por otros autores se ha intentado aproximar un valor mediante la estimación de las potenciales áreas de recarga y mediante el balance de ion cloruro para el año hidrológico comprendido entre Octubre de 2003-2004.

En la Figura 4.7 se observa el mapa de densidad de fallas calculado y en la Tabla 4.2 la tasa de infiltración y el potencial de recarga asignado a cada una de ellas (modificado de Shaban et al. 2006). Se han definido las áreas de influencia de las tres estaciones pluviométricas más próximas a la Sierra con polígonos de Thiessen, a pesar de no ser una zona llana. Dentro de cada polígono se ha multiplicado cada área de densidad de fallas por el factor de infiltración y el volumen de precipitación correspondiente (Algar 551.8 mm, Cabo de Palos 585.4 mm y Puerto de Cartagena 364 mm). El volumen de infiltración resultante de este cálculo para todo el área de estudio ha sido de 4.66 hm³. La mayor contribución a este volumen se produce por la infiltración del agua de lluvia en zonas con una fracturación comprendida entre los rangos 2 y 3, es decir, con una densidad de fracturación comprendida entre 1 y 5 km de falla por km².

Tabla 4.2 Áreas y factores para el cálculo de la recarga (píxel de 45x45 m)

Polígono: Estación del Algar (P= 551.8 mm)					
categorias	nº píxeles	área total (m ²)	factor infiltración	Recarga (hm ³)	
1	20535	41583375	0.01	0.23	
2	4313	8732860	0.20	0.96	
(Moderada) 3	2087	4227129	0.50	1.17	
(Alta) 4	582	1178415	0.70	0.46	
(Muy alta) 5	74	150488	0.90	0.07	
Polígono: Estación de Cabo de Palos (P= 585.4 mm)					
categorias	nº píxeles	área total (m ²)	factor infiltración	Recarga (hm ³)	
1	2166	4385239	0.01	0.03	
2	1756	3556315	0.20	0.42	
(Moderada) 3	311	629041	0.50	0.18	
(Alta) 4	0	0	0.70	0.00	
(Muy alta) 5	0	0	0.90	0.00	
Polígono: Puerto de Cartagena (P= 364 mm)					
categorias	nº píxeles	área total (m ²)	factor infiltración	Recarga (hm ³)	
1	13164	26657100	0.01	0.10	
2	3364	6812650	0.20	0.50	
(Moderada) 3	1193	2415604	0.50	0.44	
(Alta) 4	204	413235	0.70	0.11	
(Muy alta) 5	12	23662	0.90	0.01	
Total				4.66 hm ³	

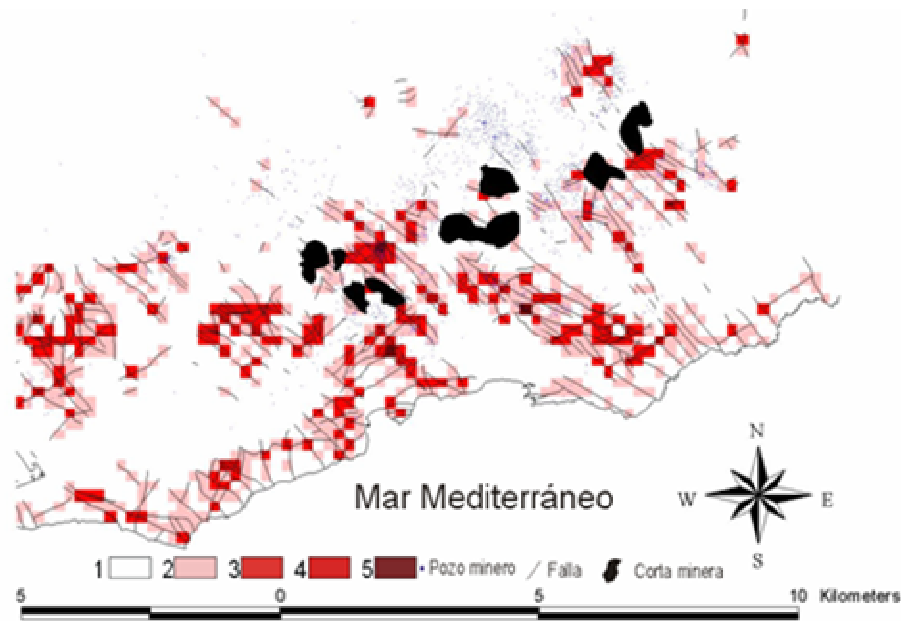


Figura 4.7 Detalle del mapa *raster* de distribución de densidad de fallas. También se muestra la distribución de las áreas de recarga de origen antrópico: pozos y cortas mineras

Por lo que respecta a actividad antrópica se estima en 9250 m² el área abierta por los pozos mineros. Si se considera que un 90 % de la precipitación entra directamente en los pozos y teniendo en cuenta los polígonos definidos para cada estación, el acuífero se recarga con 0.004 hm³. Las cortas mineras actúan como cuencas endorreicas, por lo que la escorrentía superficial generada quedaría almacenada en ellas. Sin embargo, la escorrentía superficial no se genera más que para grandes eventos de precipitación, y además las cortas fueron excavadas en bermas minimizando la posibilidad de generar escorrentía, y favoreciendo su infiltración por las fracturas antrópicas y tectónicas existentes. Todas las cortas quedan incluidas en el polígono de Thiessen de la estación del Algar. Si se considera la hipótesis de que se infiltra el 80 % del agua caída en ellas y suman un área total de 2.4 km², la recarga al acuífero sería de 0.16 hm³. Teniendo en cuenta el volumen infiltrado a través de zonas de fractura tectónica y a través de pozos y cortas, se ha estimado una recarga de 4.8 hm³ para el periodo Octubre 2003-Octubre 2004.

4.3.1.b Balance de cloruro

Para realizar la estimación de la recarga mediante balance químico se ha seleccionado el ion cloruro, por ser químicamente estable, por su alta solubilidad y por ser de origen conocido. Hay que tener en cuenta que la composición química de la lluvia depende de la distancia al mar, de la continuidad e intensidad de las precipitaciones, del viento, condiciones del muestreo y de la ubicación del pluviómetro. Para llevar a cabo el cálculo se han empleado datos del año hidrológico Octubre 2003-2004, y la concertación de cloruro determinada en muestras recogidas a finales de 2003 (Tabla 4.3).

El volumen de agua infiltrado se calcula mediante el balance:

$$P \cdot Cl_p = I \cdot Cl_I + ETP \cdot Cl_{ETP} + E \cdot Cl_E \pm AUP \cdot Cl_{AUP} \quad (1)$$

Donde:

P, precipitación (L)

Cl_p, concentración de ion cloruro en la precipitación (mg/L)

I, infiltración (L)

Cl_I, concentración de ion cloruro en la infiltración (mg/L)

ETP, evapotranspiración potencial (L)

Cl_{ETP}, concentración de ion cloruro en la evapotranspiración (mg/L)

E, escorrentía superficial (L)

Cl_E, concentración de ion cloruro en la escorrentía superficial (mg/L)

AUP, agua utilizable por las plantas

Cl_{AUP}, concentración de cloruro en el agua utilizadable por las plantas (mg/L)

No se dispone de datos suficientes del área de estudio para considerar en el cálculo los términos de evapotranspiración potencial, escorrentía superficial y el volumen utilizado por las plantas. Por lo que se calculará la recarga mediante la expresión 2, siendo el volumen restante el que corresponda a agua evaporada, evapotranspirada o que haya salido del sistema como escorrentía superficial.

$$P \cdot Cl_p = I \cdot Cl_I \quad (2)$$

Ambas expresiones consideran que el cloruro se mueve mediante flujo de pistón, e ignora la existencia de dispersión hidrodinámica.

Tabla 4.3 Valores de infiltración calculados mediante el balance de ion cloruro en la precipitación y en distintas muestras de agua analizadas en el área de estudio. Se ha empleado para el cálculo la concentración media de los eventos de lluvia muestreados en cada estación

		E. Puerto (P= 364 mm) 16 mg/L(*)	Estación El Algar (P= 551.8 mm) 12.7 mg/L	E. Cabo de Palos (P= 585.4 mm) 18.2 mg/L
		Infiltración (mm)		
Manantiales	La Fuente (122 mg/L)	48	57	87
	El Chorrillo (291 mg/L)	20	24	37
Pozos	conc. media (771 mg/L)	8	9	14
Drenajes ácidos	Túnel Lilian (132 mg/L)	44	53	81
	Portman (227 mg/L)	26	31	47

*(No se dispone de datos hidroquímicos de la precipitación en el Puerto de Cartagena, se ha considerado para el cálculo la concentración media de ion cloruro de todos los eventos muestreados en las otras estaciones)

En la Tabla 4.3 se muestran los valores de infiltración obtenidos considerando la concentración de ion cloruro de las muestras de precipitación, de los manantiales el Chorrillo y La Fuente, de los drenajes ácidos Túnel Lilian y Portman y la concentración media de las muestras procedentes de los pozos mineros. De acuerdo con la expresión 2 se obtiene que la recarga oscila entre 8-87 mm, que para el área

total de la zona de estudio supondría un volumen anual comprendido entre 0.8-8.7 hm³, la recarga media sería aproximadamente de 4.8 hm³. El valor de precipitación recogido en la estación del Puerto de Cartagena, 364 mm, es muy próximo al valor de precipitación anual medio estimado para el área de estudio, lo que indica que en un año hidrológico con un valor de precipitación media la recarga puede variar entre 8-48 mm, es decir, entre 0.8-4.8 hm³.

4.3.2 Evaluación de las salidas del acuífero

Para 1993 IGME-MOPTMA (1996) estimó que los bombeos realizados en la unidad eran de 1.4 hm³/año. La CHS (1997) consideró que las salidas del acuífero son, por bombeo (0.05 hm³/año) y salidas subterráneas al mar Mediterráneo (0.55 hm³/año), y no consideraba que existieran aportes a la unidad hidrogeológica del Campo de Cartagena. En el estudio realizado por CHS (1991) en el entorno de la corta Tomasa se indicó que en este sector se bombeaban 0.4 hm³/año.

En esta investigación sólo se ha podido aproximar el valor de las salidas de la unidad producidas por evaporación a partir de lámina de agua libre y por las surgencias. La estimación de la cantidad de agua evaporada se ha realizado considerando los valores de evaporación obtenidos por el IMIDA (Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario) en estaciones experimentales agrarias en el campo de Cartagena, donde se evaluó que la evaporación se aproxima a unos 1600 mm/año. Si se considera toda la superficie de lámina de agua libre existente en el área de estudio el volumen ascendería a 0.1 hm³/año de agua evaporada.

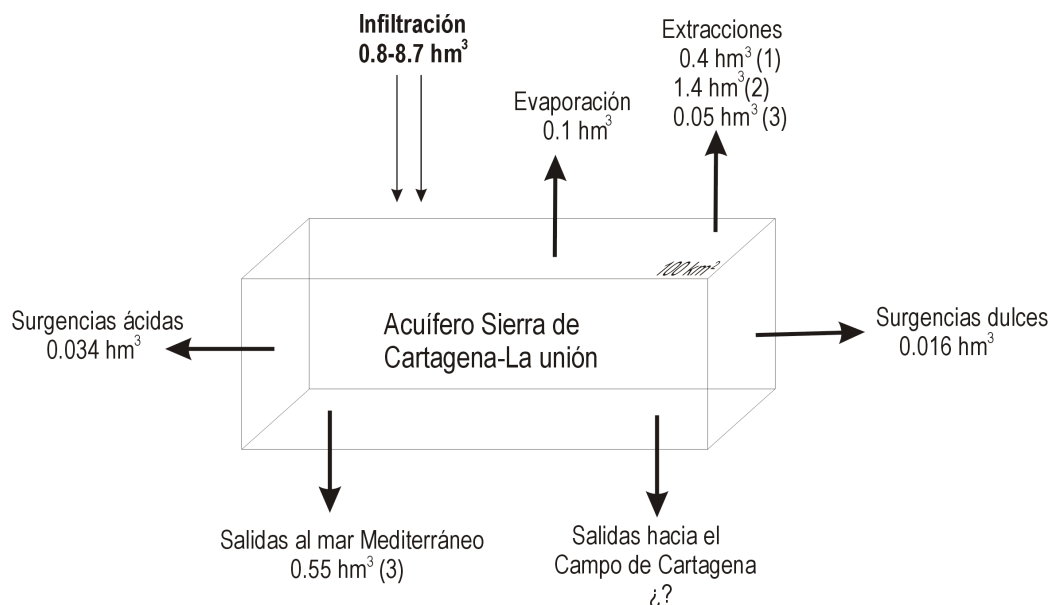


Figura 4.8 Esquema del modelo conceptual de funcionamiento hidrogeológico del sistema acuífero Sierra de Cartagena-La Unión para un año hidrológico, elaborado con datos propios y de las siguientes fuentes: (1) CHS (1991); (2) IGME-MOPTMA (1996); (3) CHS (1997)

Mediante aforos en campo se estimó que el caudal medio de las surgencias ácidas es 0.2 L/s aproximadamente y de 0.08 L/s para los manantiales entubados. Las surgencias difusas no ácidas no han sido aforadas por problemas técnicos, para el cálculo se le ha asignado un caudal similar al de las surgencias ácidas. En la Figura 4.8 se muestran las salidas estimadas considerando los caudales de las surgencias constantes durante todo el año, que junto con la evaporación desde lámina de agua libre hacen un total de 0.15 hm³/año.

En la Figura 4.8 se muestra un esquema del balance hídrico del acuífero, con todas las salidas y entradas. Existe todavía demasiada incertidumbre en la determinación del balance hídrico, tanto en las entradas como en las salidas, debido a la escasez de datos, principalmente por las dificultades técnicas y logísticas para obtenerlos. Sin embargo, se puede decir que de acuerdo a las piezometrías realizadas con datos de años anteriores la superficie piezométrica tiende a mantenerse sin grandes variaciones a lo largo del tiempo, por tanto deberá existir un “equilibrio” entre las entradas y las salidas.

4.4 SÍNTESIS DEL CAPÍTULO

El acuífero definido como Sierra de Cartagena-La Unión es un acuífero fracturado altamente complejo, constituido por material metamórfico y detrítico, generado durante la evolución de las zonas internas de la Cordillera Bética. Se encuentra intensamente modificado por la actividad minera subterránea y de superficie desarrollada durante siglos. El espesor del acuífero puede variar entre los 400-800 m, y sus límites no se pueden definir con precisión ya que se extiende bajo el mar Mediterráneo por el Sur y constituye el basamento del relleno sedimentario de la cuenca del Campo de Cartagena.

A partir de los datos de nivel del agua se ha podido definir la superficie piezométrica y reconocer las principales direcciones de flujo. El flujo está principalmente condicionado por el sistema de fallas N-130, ya que fallas con esta dirección son las que dividen el acuífero en cuatro bloques hidrogeológicos principales, y además a este sistema se encuentra asociada la mineralización que fue explotada mediante minería subterránea, por lo que la mayoría de las galerías siguen esta dirección. La superficie piezométrica describe una forma de domo coincidiendo la cresta del mismo con la alineación que describen las cortas mineras, e indica que en esta franja es donde se produce preferentemente la recarga del acuífero, ya que se trata de una zona muy fracturada debido a las actividades antrópicas, donde se favorece la infiltración del agua de lluvia.

La tendencia de superficie piezométrica y compartimentación del acuífero en diferentes bloques se ha observado en mapas piezométricos elaborados con datos históricos. Este hecho también ha permitido reconocer que no se están produciendo, al menos en los últimos treinta años, grandes variaciones en la cota de la superficie piezométrica, lo que indica una tendencia al equilibrio entre las entradas y las salidas del acuífero. A pesar de la alta incertidumbre de los cálculos y de la escasez de datos, se estiman que las salidas del acuífero se pueden aproximar entre 0.75-1.6 hm³/año según los volúmenes de extracciones consideradas a partir de las distintas fuentes bibliográficas. La recarga, por infiltración del agua de lluvia, se ha estimado en 4.8 hm³ aplicando factores de infiltración a las distintas zonas potenciales de recarga y entre 0.8-8.7 hm³ mediante el cálculo del balance del ion cloruro en el agua de recarga y el agua del acuífero, dando un valor medio de 4.7 hm³ para el año hidrológico Octubre 2003-Octubre 04.

Referencias

- Carulla N (1977) Estudio hidrogeológico del sector Sur de la Sierra de Cartagena para el abastecimiento de agua no salobre al lavadero Roberto. No publicado
- CHS (1991) Estudio hidrogeoquímico sobre la influencia del vertido a la corta Tomasa en la zona del Llano del Beal- Portman. No publicado
- CHS (1997) Plan hidrológico de la cuenca del Segura. Memoria. 363 p
http://www.mma.es/cuencas/segura/docum_plan.htm
- del Olmo C (1998) Cierre de minas: algunos casos de estudio. Reunión Científico-Técnica sobre el Agua en el Cierre de Minas. Oviedo. 25-60
- García C (2004) Impacto y riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos de la Sierra de Cartagena-La Unión (Murcia-España). Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena 423 p
- García C, Manteca JI (2002) Metodología para la realización de inventario de pozos mineros. Aplicación a la Sierra de Cartagena-La unión. Actas do II Congreso Internacional sobre Patrimonio Geológico e Mineiro. Lisboa: 435-450
- García C, Manteca JI, Rodríguez T (2001) Inventario de Pozos Mineros de la Región de Murcia (Sierra de Cartagena). Consejería de Tecnologías, Industria y Comercio de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia
- García C, Hoz P, Jiménez A, López R, Puche A (1978) Estudio hidrológico El Descargador-Llano del Beal. Sector Norte de la Sierra de Cartagena-La Unión. 109 p. No publicado
- IGME-MOPTMA (1996) Recuperación de los usos de la Bahía de Portmán. Estudio geológico e hidrogeológico de la Sierra Minera (Murcia).Madrid. 306 p
- Shaban A, Khawlie M, Abdallah C (2006) Use of remote sensing and GIS to determine recharge potential zones: the case of Occidental Lebanon. Hydrogeology Journal 14: 433-443

