

LA CONTAMINACIÓN POR DRENAJE ÁCIDO DE MINAS DE LA CUENCA DEL RÍO ODIEL: ESTADO ACTUAL Y ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN

Francisco Macías Suárez⁽¹⁾, Manuel Olías Álvarez⁽¹⁾, José Miguel Nieto Liñán⁽¹⁾ y Carlos Ayora Ibáñez⁽²⁾

⁽¹⁾ Departamento de Ciencias de la Tierra, Universidad de Huelva, Av. 3 de Marzo s/n 21071. francisco.macias@dgeo.uhu.es, manuel.olias@dgyp.uhu.es, jmnieto@dgeo.uhu.es

⁽²⁾ Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua, CSIC, Jordi Girona 18, 08028 Barcelona. caigeo@idaea.csic.es

RESUMEN

La cuenca del río Odiel (Huelva, España) es un ejemplo a nivel mundial de sistema fluvial extremadamente contaminado por drenajes ácidos de mina. Aunque técnica y económicamente muy difícil, existen varios motivos para adoptar medidas de restauración frente a este enorme problema ambiental: 1) el cumplimiento del buen estado ecológico de la red fluvial según establece la Directiva Marco de Aguas, ya pospuesto hasta 2027 por el Plan Hidrológico de la Cuenca; 2) la imposibilidad de aprovechamiento de los recursos hídricos, si no se toma ninguna medida el embalse de Alcolea en construcción almacenará aguas ácidas; y 3) evitar descargas accidentales de grandes volúmenes de aguas ácidas, como el ocurrido en mayo de 2017 en la corta de la Zarza. En el presente trabajo se resumirá el estado actual de la red fluvial de la cuenca del Odiel a partir de los últimos datos disponibles; se presentarán datos de funcionamiento de la única tecnología pasiva que ha día de hoy muestra buenos resultados en la depuración de estas aguas, plantas de tratamiento pasivo de Mina Esperanza y Mina Concepción, ambas basadas en la tecnología Sustrato Alcalino Disperso; finalmente se discutirán de forma general otras actuaciones necesarias para la mejora de la calidad del río Odiel, como neutralización in situ del drenaje ácido en cortas mineras y el aislamiento o la encapsulación de escombreras con diferentes tecnologías.

Palabras clave: Directiva Marco de Agua, embalse de Alcolea, Sustrato Alcalino Disperso

1. INTRODUCCIÓN

1.1 La cuenca del río Odiel

El Odiel tiene una cuenca de drenaje de 2333 km² y una longitud próxima a 140 km. En su tramo final pierde su carácter fluvial y desemboca en un estuario común con el río Tinto, la Ría de Huelva. La altitud media de la cuenca es de 261 m y la máxima de 926 m. La climatología de la zona se puede definir como mediterráneo con influencia atlántica; en el tramo bajo de la cuenca, la temperatura media es de 18 °C y se registran unas precipitaciones anuales inferiores a 600 mm, por el contrario en el tramo de cabecera la temperatura media anual es próxima a 15 °C y se producen precipitaciones anuales cercanas a los 1000 mm. En ambas zonas las precipitaciones son muy irregulares, presentando una alta variabilidad intra e interanual. Las precipitaciones en un solo día pueden ser superiores a la media mensual. Ello, junto con la baja permeabilidad de los materiales de la cuenca, hace que en el río Odiel presente un caudal muy variable. Las lluvias se concentran en el período comprendido entre los meses de octubre y mayo, aunque los mayores valores se concentran habitualmente entre octubre y enero. Entre los meses de junio y septiembre se produce un largo estiaje con lluvias muy escasas.

En la cuenca del Odiel se distinguen 3 subcuencas principales: la del río Oraque de 612 km², la subcuenca Meca (317 km²) y la propia subcuenca del Odiel con una extensión de 1404 km² (Fig. 1). El carácter fluvial del Odiel se pierde en Gibraleón, a partir de donde se crea un complejo estuario donde se ubica el Paraje Natural Marismas del Odiel, declaradas en 1983 Reserva de la Biosfera dentro del Programa MAB de la UNESCO, y que tiene una

gran importancia ecológica al ser un lugar de interés comunitario y zona de especial protección para las aves (ZEPA). Posteriormente el río Odiel se une al río Tinto, formando el estuario de la Ría de Huelva.

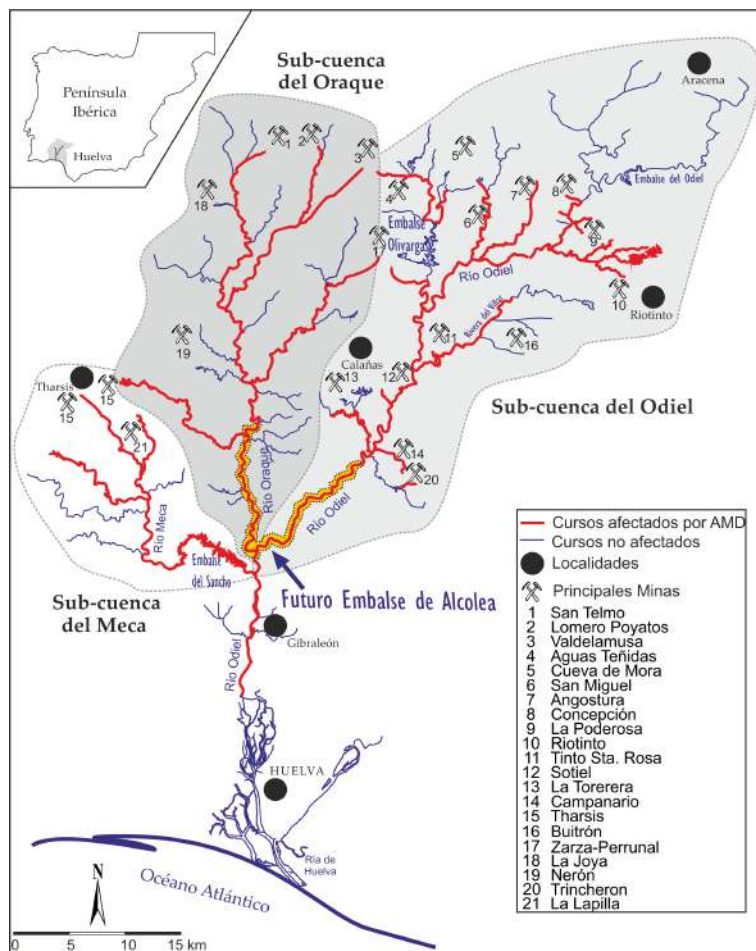


Figura 1. Cuenca del Odiel con sus tres sub-cuencas, las principales minas y la situación del futuro embalse de Alcolea.

Geológicamente la mayor parte de la cuenca se sitúa en la Zona Surportuguesa, la cual está constituida por rocas paleozoicas de edades comprendidas entre el Devónico medio y el Pérmico; esta zona se divide en varios dominios entre los cuales el más importante en la provincia de Huelva es la Faja Pírrica Ibérica (FPI). En la FPI se diferencian tres grandes unidades tectoestratigráficas, dispuestas de muro a techo en el siguiente orden: Grupo de filitas y cuarcitas (Grupo PQ), Complejo Vulcano-sedimentario (CVS) y Grupo Culm. El CVS, de edad Devónico superior a Carbonífero inferior, consta de rocas sedimentarias, básicamente pizarras, en las que se intercalan diferentes tipos de rocas volcánicas y subvolcánicas de composición ácida (riolitas y dacitas) y básicas (basaltos). El techo del CVS está marcado por mineralizaciones de óxidos de Mn, pizarras moradas y jaspes. Asociados a las secuencias volcánicas ácidas existen numerosos yacimientos de sulfuros masivos, que hacen de la FPI una importantísima región metalogénica a nivel mundial, con unas reservas originales próximas a 2000 millones de toneladas. El mineral más abundante en estos sulfuros es la pirita, en menor proporción aparecen esfalerita, galena, calcopirita, arsenopirita y otros.

1.2 Contaminación por drenaje ácido de minas en la FPI

La enorme riqueza mineral de la FPI ha propiciado la explotación de sus recursos desde tiempos prehistóricos (Nocete et al., 2005). Tal intensa actividad minera, desarrollada sobre todo desde la segunda mitad del siglo XIX hasta finales del siglo XX, ha dejado una enorme cantidad de residuos ricos en sulfuros en la cuenca. Estos materiales, expuestos a condiciones atmosféricas, sufren un proceso de oxidación por el cual liberan metales tóxicos y generan acidez por el proceso conocido como drenaje ácido de minas (AMD por sus siglas en inglés).

Los lixiviados ácidos generados provocan que la mayor parte de la red fluvial del Odiel esté afectada por AMD, con bajos valores de pH y elevadas concentraciones de metales tóxicos. Aunque existe la creencia de que el estado de los ríos de la FPI se debe a causas naturales, existen numerosas evidencias que muestran que los procesos de drenaje ácido se deben fundamentalmente a la acción de la minería, que multiplica la producción de lixiviados ácidos de origen natural por un factor mayor de 1000 (Olías y Nieto, 2015).

En los tramos afectados por este tipo de contaminación no existen invertebrados, anfibios, peces, plantas, etc. Sólo se desarrollan en estas condiciones microorganismos y algas extremófilas adaptadas a las condiciones ácidas (e.g. López-Archilla y Amils, 1999). Este problema se produce en muchas otras regiones del mundo donde se han explotado yacimientos de sulfuros y de carbón. La minería actual cuenta con recursos y métodos para reducir la generación de lixiviados ácidos y neutralizarlos, de forma que no produzcan impactos en el medio ambiente. Sin embargo, la gran cantidad de restos ricos en sulfuros existentes en las numerosas minas abandonadas en la FPI, junto con la escasa capacidad de neutralización de las rocas que constituyen el sustrato de la zona, hacen que en el río Odiel, junto con el Tinto, se alcancen unos niveles de afección sin parangón a nivel mundial. La contaminación no se restringe a los cursos fluviales pues el Odiel transporta enormes cantidades de metales de origen minero hasta la Ría de Huelva produciendo un gran impacto en el estuario (Elbaz-Poulichet et al., 2001). Los aportes contaminantes del río Odiel son incluso mayores que los del Tinto (Olías et al., 2006). La mayor parte de los elementos tóxicos precipitan cuando las aguas ácidas se mezclan en el estuario con el agua marina, quedando depositados en los sedimentos. No obstante, algunos de estos elementos son biodisponibles y suponen un problema ambiental al penetrar en la cadena trófica (e.g. Nieto et al., 2007;). Los elementos tóxicos más móviles, como cadmio, arsénico y zinc, llegan al Golfo de Cádiz en concentraciones significativas (Sainz y Ruiz, 2006) e incluso en determinadas épocas alcanzan el Mediterráneo (van Geen et al., 1988).

Otro problema que agrava la actual situación de contaminación crónica son las descargas accidentales de aguas ácidas altamente contaminadas a la cuenca, como la producida el pasado mayo de 2017 cuando se produjo un vertido de aguas ácidas al Odiel desde la corta de la mina de La Zarza, tras romperse el sellado de una antigua galería. El volumen vertido fue estimado en aproximadamente 270.000 m³ y se desplazó rápidamente a través del río Odiel hasta el estuario de la Ría de Huelva. Aproximadamente 780 toneladas de Fe, 170 de Al y 2.15 de As, entre otros, fueron súbitamente liberadas. Existen 21 cortas mineras inundadas con aguas ácidas en la FPI, con lo que situaciones similares podrían producirse en el futuro.

1.3 Directiva Marco de Aguas y recursos hídricos en la cuenca del Odiel

La Directiva 2000/60/EC del Parlamento Europeo, también conocida como Directiva Marco del Agua (DMA), establece un marco de acción comunitaria en política de aguas. El principal objetivo de la directiva era alcanzar una buena calidad química y ecológica en todas las aguas de la Comunidad Europea en 2015. En el contexto de la cuenca del Odiel la aplicación de la DMA presenta serios problemas, ya que existe una generalizada y extrema contaminación metálica ubicuamente distribuida a lo largo de la cuenca. En el actual "Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Tinto-Odiel-Piedras" (BOJA 216, 2011), se proponen 2021 y 2027 como nuevas fechas límite para cumplir con la DMA, en función de la severidad de la contaminación.

Además de los problemas medioambientales, el drenaje ácido de minas provoca la imposibilidad de utilizar los recursos hídricos sin un tratamiento previo con un alto coste económico. Así el embalse del Sancho, en la actualidad el de más capacidad en la cuenca del Odiel (58 hm³), presenta un pH próximo a 3 y concentraciones elevadas de Al, Fe, Cu, Zn, etc. (Cánovas et al., 2016). El futuro embalse de Alcolea de 246 hm³ de capacidad (Fig. 1), que se está construyendo justo aguas debajo de la confluencia de los ríos Odiel y Oraque (actualmente las obras están paralizadas por problemas con las empresas concesionarias), también presentará unas condiciones parecidas a las del Sancho si no se toman medidas de remediación en la cuenca (Olías et al., 2011), lo que comprometería su futuro uso.

Tanto para el cumplimiento de la Directiva Marco como para posibilitar una aceptable calidad de las aguas almacenadas en estos embalses, es fundamental un plan de restauración de cuenca. El objetivo de este trabajo es presentar el estado actual de contaminación por AMD de la cuenca del río Odiel y las posibles estrategias para su restauración.

2. ESTADO ACTUAL DE LA CUENCA DEL ODIEL

En la figura 2 se muestra el grado de contaminación por AMD de los cursos fluviales en la cuenca del río Odiel, estableciendo diferentes niveles de afección: I) Ligera, pH>6 todo el año y concentraciones de metales muy bajas aunque los más móviles (Cd y Zn) superan valores del RD 817/2015. II) Media, durante el invierno pH>5 y menos de 1 mg/L de Fe y Al pero superior a valores de ríos no afectados, en estiaje pH<5 y concentraciones de Fe y Al superiores a 1 mg/L. III) Alta, valores de pH<5 durante el invierno y concentraciones de Fe y Al < a 10 mg/L, en el estiaje pH inferiores y concentraciones de metales mayores. IV) Muy Alta, valores de pH<4 salvo en periodos de fuertes avenidas y concentraciones de metales generalmente inferiores a 100 mg/L. V) Extrema, pH<3 durante todo el año con concentraciones de metales muy elevadas, valores de Fe y Al superior a 100 mg/L (puede haber excepciones de corta duración durante fuertes avenidas).

En cuanto a la subcuenca del Odiel (Fig. 2), no presenta afección en su zona de cabecera, sin embargo una vez alcanza la zona minera comienza a degradarse en mayor o menor medida en función del nivel de contaminación de las descargas ácidas. En el curso principal del Odiel cabe destacar el arroyo Agrio o Tintillo procedente de las minas de Riotinto, y que se clasifica como vertido con afección extrema (Fig. 2). Este arroyo aporta casi el 50% de los contaminantes de origen minero que recibe el Odiel (Galván et al., 2016). Tras su confluencia las concentraciones de contaminantes en el Odiel se incrementan drásticamente a la vez que se produce una notable disminución del pH. Aunque aguas abajo las concentraciones de contaminantes en el curso principal del Odiel disminuyen ligeramente, estas malas condiciones se mantienen hasta su desembocadura en la ría de Huelva. El resto de la contaminación procede de las 30 minas distribuidas a lo largo de la subcuenca, entre los que podemos encontrar varios arroyos más con afección extrema, cuyos aportes contaminantes proceden de las minas de Monte Romero, La Zarza, Castillo Buitrón y Poderosa (Fig. 2). De esta forma el río Odiel a la altura de Sotiel presenta valores de pH próximos a 2.9 la mayor parte del año y concentraciones de Fe, Al y otros metales tóxicos cercanas a 50 mg/L.

Respecto a la subcuenca del Oraque (Fig. 2), al igual que la del Odiel su zona de cabecera no está afectada, sin embargo al confluir varios vertidos ácidos comienza un grave deterioro de la calidad de su curso principal. Cabe destacar los arroyos con afección extrema procedentes de las minas Confesionarios, San Telmo y Perrunal. Sin embargo, el impacto más severo lo recibe cerca de su tramo final a través del arroyo de Agua Agria (Fig. 2), el cual procede de las minas de Tharsis. De esta forma el Oraque en su tramo final presenta habitualmente valores de pH próximos a 3 y concentraciones de Fe, Zn y otros elementos tóxicos próximas a 5 mg/L, mientras que el Al alcanza valores próximos a 20 mg/L. En resumen, el curso principal del río Oraque está profundamente afectado por AMD, especialmente debido a las minas de San Telmo en su zona de cabecera y por las de Tharsis en su tramo inferior.

La subcuenca del Meca está regulada por el embalse del Sancho (58 hm³; Fig. 2), el mayor que existe actualmente en la cuenca del Odiel. La calidad de las aguas del río Meca está afectada principalmente por los lixiviados procedentes de las zonas de Filón Centro, Filón Sur y Corta Esperanza, todas pertenecientes a las minas de Tharsis. Los mayores aportes de contaminantes proceden de Filón Sur y de las grandes escombreras ricas en sulfuros de la zona de Corta Esperanza. Estos lixiviados son transportados a través de la riera de San Agustín, la cual presenta afección extrema (Fig. 2). Los niveles de contaminación del río Meca antes de su entrada en el embalse del Sancho son muy elevados, con concentraciones medianas de más de 10 mg/L de Fe y Zn y unos 40 mg/L de Al, y valores de pH ligeramente superiores a 3. En el embalse del Sancho la acidez es parcialmente neutralizada por los caudales de otros arroyos no afectados junto con los procesos de dilución de los contaminantes que se producen durante las avenidas. Por ello, en el embalse se produce la precipitación y procesos de coprecipitación/adsorción de parte de los metales disueltos (Torres et al., 2016). No obstante, se

[illegible]

Almente, como consecuencia del estado de las tres subcuencas y justo antes de su desembocadura, el río en Gibralfarón presenta valores de pH la mayor parte del año entre 2.7 y 4.1, mientras que las concentraciones de Cu, Fe, Mn y Zn se encuentran entre 5 y 15 mg/L, y las de Al en torno a 40 mg/L. Entre los elementos minoritarios destacan las altas concentraciones de Cd y Pb (medianas de 5.7 y 132 $\mu\text{g/L}$ respectivamente). Esto implica que anualmente el río transporta valores medios de contaminantes disueltos en el orden de 9100 ton/año de Al, 2850 ton/año de Fe, 1250 ton/año de Cu, 2600 ton/año de Zn o 23 ton/año de As. Además existe un continuo transporte de contaminantes en fase particulada, la cual es especialmente relevante durante periodos de avenida, esto pueden implicar una carga de Fe de hasta 37 veces más elevada que la disuelta u 8 veces superior en el caso del Pb (Cánovas et al., 2012). Cuando esos aportes llegan a la bahía de Huelva se mezclan con el agua de mar, el pH se incrementa y como consecuencia muchos elementos no permanecen en disolución y precipitan (e.g. Grande et al., 2003). No obstante, parte de los contaminantes particulados llegan hasta el Océano Atlántico, produciéndose una zona con concentraciones más elevadas de contaminantes que el resto del océano. Este fenómeno puede llegar a penetrar en el Mediterráneo (van Geen et al., 1997).

3. SUSTRATO ALCALINO DISPERSO: UNA OPCIÓN SOSTENIBLE

El tratamiento de AMD puede realizarse mediante dos enfoques genéricos, los denominados tratamientos activos y pasivos. El activo es aquel en el que se persigue una mejora de la calidad del agua con métodos que requieren un consumo continuo de energía y reactivos, mientras que el pasivo es aquel en el que la mejora de la calidad del agua se consigue utilizando procedimientos naturales en sistemas que no requieren consumo de energía y sólo necesitan un mantenimiento infrecuente. Debido a la enorme cantidad de vertidos de AMD presentes en la FPI y a su situación de abandono, son las tecnologías pasivas las únicas sostenibles económicamente como método de tratamiento de estos vertidos.

Existen una amplia variedad de tecnologías pasivas, la gran mayoría de ellas fueron desarrolladas para el tratamiento de AMD asociado a la minería de carbón. Algunos de estos tratamientos pasivos han sido ensayados en los vertidos de la FPI, sin embargo debido a las grandes diferencias en la carga de acidez y contaminación entre el AMD asociado a minería de carbón y el que encontramos en la FPI (asociado a sulfuros masivos) ninguna de las tecnologías utilizadas mostró buenos resultados (Ayora et al., 2013). Para tratar de solucionar los problemas que estos tratamientos pasivos convencionales presentan en los AMDs típicos de la FPI ha sido desarrollada en la Universidad de Huelva y en colaboración con el IDAEA-CSIC la tecnología Sustrato Alcalino Disperso (DAS, por sus siglas en inglés). Esencialmente, este sistema consta de un sustrato de reactivo alcalino con tamaño de grano fino, lo cual proporciona una alta reactividad, mezclado con virutas de madera que le dan una alta porosidad (Ayora et al., 2013; Macías et al., 2017). La tecnología, protegida por patente y propiedad de la Universidad de Huelva (Patente Nº ES 2 534 806 B2) está siendo actualmente utilizada en dos plantas a escala real en los primeros aportes ácidos que recibe el río Odiel, en las minas de Concepción y Esperanza. La planta de Mina Esperanza fue financiada por el proyecto de desarrollo tecnológico FEDER-ININTERCONECTA ITC-20111083 del Centro de Desarrollo Tecnológico Industrial de España (CDTI) y la de Mina Concepción por el proyecto de demostración Europeo LIFE-ETAD (LIFE12 ENV/ES/000250). Los resultados de ambas plantas de tratamiento son muy prometedores, ya que tras varios años de funcionamiento ininterrumpido consiguen la prácticamente total retención de metales tóxicos y eliminación de acidez, esto se puede considerar un hito a nivel internacional ya que es la primera vez que una tecnología pasiva consigue tal rendimiento para este tipo de AMD.

La figura 3 esquematiza la mejora de la calidad de los vertidos tratados en las plantas de Concepción y Esperanza utilizando la acidez neta, este parámetro no solo tiene en cuenta el pH del vertido, sino que además incluye las concentraciones de los principales metales que contaminan estas aguas (principalmente Fe, Al, Mn y Zn). De esta forma valores positivos implican un agua netamente ácida, y por el contrario valores negativos informarían sobre un agua netamente alcalina. En ambos casos podemos comprobar cómo desde unas aguas con valores de acidez extrema en los vertidos originales (ME1 y MC3, Fig. 3) se obtiene finalmente un agua tratada sin acidez e incluso netamente alcalina (ME6 y MC8, Fig. 3).

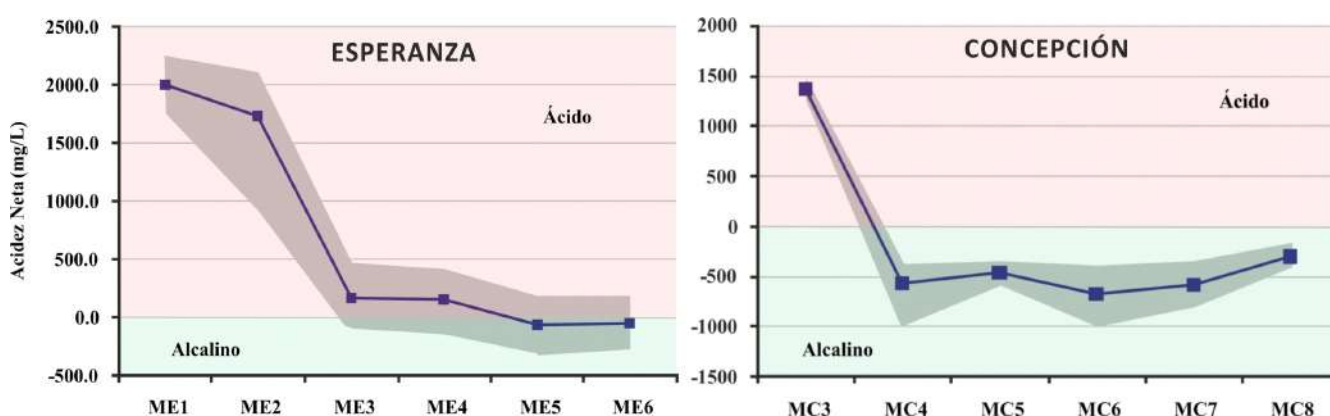


Figura 3. Evolución de la acidez neta a lo largo de las plantas de tratamiento DAS de Mina Esperanza y Mina Concepción. La zona sombreada indica máximo y mínimo durante los periodos de monitorización de las plantas, los marcadores valor medio. En el eje x los parámetros ME-n o MC-n indican las diferentes etapas de la planta de tratamiento, desde el vertido original hasta el final del proceso de depuración (ME1 y MC3 corresponden al agua ácida antes del sistema de tratamiento y ME6 y MC8 a la salida del mismo).

En el caso concreto de Mina Esperanza la planta ha estado funcionando ininterrumpidamente desde diciembre de 2014 hasta mayo de 2017, tratando un caudal medio de 0.8 L/s y depurando un volumen total en este periodo de tiempo de 54381 m³ de AMD, en este tiempo la práctica totalidad de los metales fue retenida generando un agua a pH neutro y sin acidez, y acumulando en las diferentes etapas del proceso 22 Ton de Fe, 5 Ton de Al, 0.66 Ton de Cu ó 0.56 Ton de Zn, entre otros . En la actualidad el material reactivo se está agotando y debe ser reemplazado. La planta de Mina Concepción, comenzó a funcionar en abril de 2016 y aún está depurando los vertidos del entorno; durante su primer año de funcionamiento fueron depurados 22164 m³ de AMD alcanzando la total retención de metales y acidez. El aspecto más destacable, a parte del desarrollo de una tecnología viable para las condiciones de los AMDs de la FPI, es que puede estar largos periodos de tiempo (varios años) funcionando ininterrumpidamente sin ningún tipo de inversión en mantenimiento, pasado este tiempo solo habría que reemplazar la mezcla reactiva DAS. Por lo tanto, tras la inversión inicial de construcción de la planta y puesta en marcha solo se requiere de una pequeña inversión cada varios años.

4. OTRAS ACTUACIONES NECESARIAS

La tecnología descrita previamente puede ser utilizada para el tratamiento de focos puntuales de AMD y siempre dependiendo del caudal del vertido y acidez neta a tratar, de forma que caudales superiores a aproximadamente 5 L/s serían difícilmente abordados por el tratamiento DAS. Sin embargo, existen otras fuentes de contaminación no puntuales, los denominados focos difusos, que proceden de las grandes escombreras y depósitos de residuos, que favorecen la infiltración del agua y la generación de lixiviados ácidos, especialmente en periodos de fuertes precipitaciones. En este tipo de fuentes de contaminación habría que tratar de reducir al máximo posible la producción de AMD, si esto se consigue se podría plantear el tratamiento de los lixiviados producidos, ya en mucha menor magnitud, mediante plantas DAS. La reducción en la producción de AMD podría realizarse mediante diferentes medidas, entre las que se podría destacar: I) recubrimientos (dry covers) para reducir los volúmenes de lixiviados ácidos generados y/o la disponibilidad de oxígeno para las reacciones de oxidación de los sulfuros; II) la adición de materiales alcalinos y materia orgánica para la construcción de tecnoloses con fitoestabilización asistida; III) la desviación de aguas superficiales (o subterráneas) para reducir los volúmenes de lixiviados ácidos; y IV) la encapsulación o pasivación in situ de los sulfuros contenidos en los residuos.

La aproximación más habitual es el recubrimiento, y consiste en la remodelación de las escombreras, su impermeabilización mediante geomembranas, capas de arcillas o materiales equivalentes, la cubierta con un suelo para permitir el crecimiento de la vegetación, las labores de revegetación, la construcción de canales perimetrales para evacuar las aguas de precipitación, etc. Otras medidas como la encapsulación o pasivación in situ aún están siendo desarrolladas a nivel de laboratorio. Para el caso de los enormes volúmenes de AMD acumulados en las cortas mineras abandonadas una aproximación innovadora consistiría en la neutralización 'in situ' de las aguas ácidas mediante la adición de sustancias alcalinas. En principio esta actuación cuenta con la gran ventaja de que su coste sería reducido en comparación con otros tratamientos, pues se evitaría la necesidad de construir infraestructuras y, además, los precipitados generados quedarían en el fondo de la corta. Además, si se consigue la neutralización y la mejora de la calidad del agua, esta mejora se trasladará a posibles lixiviados que partan de la corta y, por tanto, a los arroyos cercanos.

Finalmente, como se comentó previamente, el principal foco de contaminantes de la cuenca del río Odiel es el río Agrio proveniente de las minas de Riotinto. La eliminación de este aporte es fundamental para conseguir una sustancial mejora en el estado de las masas de aguas superficiales de la cuenca. Según la Autorización Ambiental Unificada otorgada a Atalaya Mining (antes EMED Tartessus), estos aportes se deben eliminar completamente antes del decimoprimer año desde la reapertura de la explotación del Proyecto Riotinto. Esto implica que el nuevo auge minero en la FPI contribuiría a la restauración de cuenca.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias a la financiación del proyecto de investigación CGL2016-78783-C2-R (SCYRE) y el contrato con la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía denominado 'Propuesta para el plan de restauración de la contaminación minera de la cuenca del río Odiel'.

REFERENCIAS

- Ayora, C., Caraballo M.A., Macías F., Rötting T., Carrera J. y Nieto J.M. (2013). Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt: 2. Lessons learned from recent passive remediation experiences. *Environmental Science and Pollution Research* 20 (11): 7837-7853.
- Cánovas, C.R., Olías M., Nieto J.M., Sarmiento A.M. y Galván, L. (2012). Pollutant transport processes in the Odiel River (SW Spain) during rain events. *Water Resources Research* 48: W06508.
- Cánovas, C.R., Olías, M., Macías, F., Torres, E., San Miguel, E.G., Galván, L., Ayora, C. y Nieto, J.M. (2016). Water acidification trends in a reservoir of the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Science of the Total Environment* 541: 400-411.
- Elbaz-Poulichet, F., Braungardt, C., Achterberg, E., Morley, N., Cossa, D., Beckers, J. M., Nomerange, P., Cruzado, A. y Leblanc, M. (2001). Metal biogeochemistry in the Tinto-Odiel rivers (Southern Spain) and in the Gulf of Cadiz: a synthesis of the results of TOROS project. *Continental Shelf Research* 21: 1961-1973.
- Galván, I., Olías, M., Cánovas, C.R., Sarmiento, A.M. y Nieto, J.M. (2016). Hydrological modeling of a watershed affected by acid mine drainage (Odiel River, SW Spain). Assessment of the pollutant contributing areas. *Journal of Hydrology*: 540, 196–206.
- Grande, J. A., Borrego, J., De La Torre, M. L. y Sainz, A. (2003). Application of cluster analysis to the geochemistry zonation of the estuary waters in the Tinto and Odiel Rivers. (Huelva, Spain). *Environmental Geochemistry and Health* 25: 233-246.
- López-Archilla, A.I. y Amils, R. (1999). A comparative ecological study of two acidic rivers in southwestern Spain. *Microbial Ecology* 38: 146-156.
- Macías, F., Pérez-López, R., Caraballo, M., Sarmiento, A.M., Cánovas, C.R., Nieto, J.M., Olías, M. y Ayora, C. (2017). A geochemical approach to the restoration plans for the Odiel River basin (SWSpain), a watershed deeply polluted by acid mine drainage. *Environmental Science and Pollution Research* 24: 4506-4516.
- Nieto, J.M., Sarmiento, A.M., Olías, M., Cánovas, C.R., Riba, I., Kalman, J. y Delvals, T.A. (2007). Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva estuary. *Environment International* 33: 445-455.
- Nocete, F., Alex, E., Nieto, J.M., Sáez, R. y Bayona, M.R. (2005). An archaeological approach to regional environmental pollution in the south-western Iberian Peninsula related to Third Millenium B.C mining and metallurgy. *Journal of Archaeological Science* 32: 1566-1576.
- Olías, M., Cánovas, C., Nieto, J. M. y Sarmiento, A. M. (2006). Evaluation of the dissolved contaminant load transported by the Tinto and Odiel rivers (South West Spain). *Applied Geochemistry* 21: 1733-1749.
- Olías, M., Nieto, J.M., Sarmiento, A.M., Cánovas, C.R. y Galván, L. (2011): Water Quality in the Future Alcolea Reservoir (Odiel River, SW Spain): A Clear Example of the Inappropriate Management of Water Resources in Spain. *Water Resources Management*, 25: 201–215.
- Olías, M. y Nieto, J.M. (2015): Background conditions and mining pollution throughout history in the Río Tinto (SW Spain). *Environments*, 2: 295-316.
- Sainz, A. y Ruiz, F. (2006). Influence of the very polluted inputs of the Tinto-Odiel system on the adjacent littoral sediments of southwestern Spain: A statistical approach. *Chemosphere* 62: 1612-1622.
- Torres, E., Galván, L., Ruiz Cánovas, C., Soria-Píriz, S., Arbat-Bofill, M., Nardi, A., Papaspyrou, S. y Ayora, C. (2016). Oxycline formation induced by Fe(II) oxidation in a water reservoir affected by Acid Mine Drainage modeled using a 2D hydrodynamic and water quality model—CE-QUAL-W2. *Science of the Total Environment* 562:1-12.
- van Geen, A., Boyle, E.A. y Rosener, P. (1988). Entrainment of trace metal enriched Atlantic shelf water in the inflow to the Mediterranean Sea. *Nature* 331: 423-426.
- van Geen, A., Adkins, J.F., Boyle, E.A., Nelson, C.H. y Palanques, A. (1997). A 120-year record of widespread contamination from mining of the Iberian pyrite belt. *Geology* 25: 291-294.