



Universidad
de Huelva

un
i Universidad
Internacional
de Andalucía
A



DRENAJE ÁCIDO DE MINA: CAUSAS Y CONSECUENCIAS. EXPERIENCIAS GLOBALES DE RECUPERACIÓN DE ESPACIOS MINEROS.



Antonio Jesús Raposo García

Trabajo entregado para la obtención del grado de

MÁSTER EN TECNOLOGÍA AMBIENTAL

Modalidad: "Profesional"

Septiembre / 2022

Directores:

Dr. Francisco Córdoba García

Dr. Rafael Torronteras Santiago

Agradecimientos: Mi más sincero agradecimiento a las personas de mi alrededor, sobre todo a mi familia, que me han ayudado a lo largo de esta etapa de realización de la investigación, soportando las horas de ausencia; también a los autores de los diferentes textos que me han sido imprescindibles para construir este trabajo, y por último a mis directores, en especial al Dr. Francisco Córdoba, por su paciencia y comprensión desde el primer momento en que le pedí su colaboración.

Dr. Francisco Córdoba García, Catedrático de Universidad del Dpto. de Ciencias Integradas de la Universidad de Huelva y Dr. Rafael Torronteras Santiago, Profesor Titular de Universidad del Dpto. de Ciencias Integradas de la Universidad de Huelva

INFORMAN:

Que el trabajo titulado **“Drenaje Ácido de Mina: causas y consecuencias. Experiencias globales de recuperación de espacios mineros.”** presentado por **D. Antonio Jesús Raposo García, con D.N.I.: 44227463G**, ha sido realizado bajo su dirección, y **AUTORIZAN** su presentación y defensa como **Trabajo Fin de Máster** (Modalidad: “Profesional”), para el Máster Universitario en Tecnología Ambiental de la Universidad de Huelva.

En Huelva, Septiembre de 2022

Fdo. Dr. Francisco Córdoba García Fdo. Dr. Rafael Torronteras Santiago

RESUMEN

El Drenaje Ácido de Mina o Acid Mine Drainage (AMD) es un proceso que comienza de manera natural, conocido como Acid Rock Drainage (ARD), debido al contacto con el agua y el oxígeno atmosférico de ciertos materiales sulfurados de rocas y minerales. El problema es cuando la actividad antrópica incrementa el ritmo de generación de esos materiales por la minería, acelerando la tasa de generación de ese drenaje ácido, lo cual afecta sin duda a la pérdida de biodiversidad y a la alteración ecológica de los cursos de agua y del medio ambiente.

Nuestra localización, influenciada por la Faja Pirítica Ibérica (FPI), hace que los procesos anteriores se vean incrementados debido a que estamos ante la provincia con los mayores depósitos de sulfuros masivos que existen en el mundo con unos 1500 Mt de mena polimetálica, siendo dichos materiales geológicos los que aumentan la tasa de generación de esas condiciones ácidas.

Las principales cuencas afectadas son las de los ríos Tinto y Odiel, los cuales atraviesan la estructura geológica anterior y debido a ello contienen cantidades enormes de contaminantes que acaban en el estuario de la ría de Huelva, con las consecuencias ambientales tan negativas que ello conlleva. La actividad minera de la zona data de hace siglos, y se han mantenido históricamente actividades y estructuras mineras como cortas, escombreras o teleras que hoy día siguen afectando negativamente al medio, luego la situación actual sigue siendo alarmante y requiere de mecanismos de prevención y mitigación de los efectos que aún persisten.

La variedad de estudios sobre la problemática descrita es muy amplia, tanto en la zona de la FPI como a nivel mundial, de tal modo que se ha tratado de realizar una recopilación de información de dichos estudios para poder conocer de mejor manera la situación. En dichos estudios e investigaciones, se analizan diversos sistemas de tratamiento tanto activos como pasivos, y se comprueba la efectividad de los segundos, gracias tanto a sus niveles de reducción de contaminación de las aguas, como a sus menores costes económicos y de mantenimiento tal y como podremos apreciar con más detalle. Por último, veremos las diferentes experiencias de recuperación de distintos espacios mineros afectados por la problemática, en muy diversos puntos del planeta.

ABSTRACT

Acid Mine Drainage (AMD) is a naturally occurring process, known as Acid Rock Drainage (ARD), due to the contact with water and atmospheric oxygen of certain sulfide rock and mineral materials. The problem is when anthropic activity increases the rate of generation of these materials by mining, accelerating the rate of generation of this acid drainage, which undoubtedly affects the loss of biodiversity and ecological alteration of watercourses and the environment.

Our location, influenced by the Iberian Pyritic Belt (FPI), means that the above processes are increased because we are in the province with the largest deposits of massive sulphides in the world, with some 1500 Mt of polymetallic ore, and it is these geological materials that increase the rate of generation of these acidic conditions.

The main basins affected are those of the Tinto and Odiel rivers, which cross the previous geological structure and, as a result, contain enormous quantities of contaminants that end up in the estuary of the Huelva estuary, with the negative environmental consequences that this entails. The mining activity in the area dates back centuries, and mining activities and structures have historically been maintained, such as cuttings, dumps or looms that today continue to negatively affect the environment, so the current situation is still alarming and requires mechanisms for prevention and mitigation of the effects that still persist.

There is a wide variety of studies on the problems described above, both in the area of the FPI and worldwide, so we have tried to compile information from these studies in order to better understand the situation. In these studies and investigations, various active and passive treatment systems are analyzed, and the effectiveness of the latter is proven, thanks both to their levels of reduction of water pollution, and to their lower economic and maintenance costs, as we will be able to see in more detail. Finally, we will see the different experiences of recovery of different mining areas affected by the problem, in very different parts of the planet.

ÍNDICE	Página
Agradecimientos	ii
Resumen	iv
Abstract	v
1. Introducción	1
1.1. La Faja Pirítica Ibérica (FPI)	3
1.2. Drenaje Ácido de Mina (AMD) y su geoquímica	7
1.3. Actividades y estructuras contaminantes	14
1.4. Problemática: causas y consecuencias del AMD	16
1.5. Las bacterias de los ríos ácidos de Huelva	20
1.6. Situación actual de la FPI: ríos Tinto y Odiel	24
2. Objetivos	30
2.1. Generales	30
2.2. Específicos	30
3. Materiales y Métodos	31
4. Experiencias globales de recuperación	36
4.1. Tratamientos pasivos de AMD	38
4.2. Selección del tratamiento según AMD	47
4.3. Alternativas de recuperación de espacios mineros	49
4.4. Planificación de la recuperación	52
4.5. Casos de recuperación en el mundo	53
4.6. Recuperación de zonas locales: FPI	65
5. Resultados y Discusión	76
6. Conclusiones	83
7. Referencias y Normativas	85
8. Índice de Figuras y Tablas	97

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

De manera general, se asocia la extracción de algunos minerales como por ejemplo el cobre, el níquel o el oro a ciertos problemas de drenaje ácido de aguas, afectando tanto a sus cursos como a la biodiversidad los daños que se generan a medio y largo plazo. En adición, algunos de los efluentes que se generan con ello suelen contener elevada cantidad de sustancias tóxicas, como cianuros y metales pesados, los cuales tienen graves consecuencias tanto ecológicas como para la salud humana (Akcil y Koldas, 2005).

La producción de Drenaje Ácido de Mina o Acid Mine Drainage (AMD) se da al entrar en contacto el material sulfurado de rocas y minerales con el oxígeno y el agua. De manera general, aunque no exclusivamente, dicha producción de AMD se da en rocas agregadas de sulfuro de hierro (ej. pirita, FeS_2), un proceso que sucede de forma natural, aunque sin embargo puede verse incrementado por la minería tan solo con el aumento de sulfuros expuestos que sus actividades producen. Si además se tiene en cuenta por otro lado la actividad de bacterias naturales, el proceso contaminante del que hablamos puede verse acelerado y ayudar así a la determinante descomposición de los minerales de sulfuro de los que hablamos.

Por lo tanto, podemos conocer igualmente este drenaje ácido como de roca o Acid Rock Drainage (ARD) siendo este el proceso de drenaje que se produce cuando no hay actividad humana, es decir, se trata de un proceso natural. El AMD será por lo tanto un caso particular de ARD que tiene lugar como consecuencia de las actividades mineras. En cuanto al AMD, surgirá entonces de las rocas de desecho de las minas, estructuras y actividades mineras, tanto superficiales como subterráneas, dependiendo finalmente de aspectos como la mineralogía de la roca local, del oxígeno que pueda haber presente en el medio y por último de la disponibilidad de agua.

Los factores mencionados que pueden afectar a la formación de AMD, como por ejemplo la mineralogía, son muy variables según el lugar estudiado, con lo cual será extremadamente difícil y de costes muy elevados el poder hacer una predicción del potencial de generación de dicho drenaje y de su contaminación en cada zona, siendo por lo tanto único el potencial de contaminación por drenaje en cada ambiente minero (Akcil y Koldas, 2005).

Lo que principalmente diferenciará al proceso mencionado será su bajo pH, las altas concentraciones de metales pesados y otros elementos tóxicos, características que determinarán la posibilidad de contaminar de manera grave las aguas, además de los suelos. La naturaleza, tamaño y dimensión del riesgo asociado, así como las opciones viables de reducirlo, variarán según el lugar, lo que quiere decir que no hay métodos estandarizados para todos los lugares. Sí que será conveniente investigar en regiones mineras en las que no se ha formado aún el AMD, para poder así identificar las formas en que se podría prevenir.

Los organismos encargados de la planificación y gestión minera deberán estar dotados de conocimientos y herramientas adecuadas, así como de las últimas técnicas que puedan ayudar a minimizar su impacto en el medio.

La variedad de minerales de sulfuros es amplia, aunque los más comunes sean los de hierro (Fe) pero es cierto que gran variedad de minerales de sulfuro pueden producir de igual manera AMD, al exponerse a medios oxidantes. Estos minerales en dichas condiciones se oxidan debido a la presencia de agua y oxígeno formando el mencionado drenaje de condiciones ácidas y rico en sulfatos. La contaminación que se produce por metales asociada a este drenaje va a depender lógicamente de la cantidad de mineral de sulfuro que se oxide, así como del tipo de dicho mineral oxidado y demás minerales que se encuentren presentes en la roca, sin ignorar los factores climáticos, ya que las diferencias pluviométricas entre periodos lluviosos y de estiaje afectan a la solubilidad de los precipitados y al pH de las aguas. En los minerales de sulfuro, al producirse la oxidación de estos se generan sulfatos, estando ese proceso de acidificación acompañado de la paulatina acidificación del medio, y ocurriendo tras varias reacciones principales en las que más adelante profundizaremos.

En resumen, los principales factores que deben entrar en juego para que se produzca la generación del drenaje estudiado serán los siguientes:

- Deberá haber presencia de **minerales de sulfuros metálicos**.
- Deberá haber además **agua o una atmósfera húmeda**.
- Deberá existir un **agente oxidante**, en especial el oxígeno de la atmósfera o de fuentes químicas.
- Deberán existir **bacterias quimiolitotrofas oxidantes** de hierro, dado que a pH menor a 4, el papel del oxígeno como oxidante es despreciable, ocupando su lugar el ión férrico generado por las bacterias. Sin ellas, el AMD prácticamente no existiría.

No podemos olvidarnos de que, en la mayoría de los casos, la acción de las bacterias acelerando la tasa de generación de ácido adquiere un papel muy importante, de tal manera que, si se consigue inhibir la actividad de dichas bacterias, podríamos en cierto modo reducir o impedir directamente esa tasa de generación.

En resumen, a lo largo del presente trabajo vamos a tratar de proporcionar información sobre los procesos que intervienen en el AMD, así como de sus causas y consecuencias, y realizaremos además una revisión general sobre casos globales de estrategias de recuperación de distintos espacios mineros, tanto a nivel local en la Faja Pirítica Ibérica (FPI) como a nivel mundial, que se hayan desarrollado o estén desarrollándose en la actualidad.

1.1. La Faja Pirítica Ibérica (FPI)

Los yacimientos de sulfuros masivos más grandes del mundo se localizan en la Faja Pirítica Ibérica (FPI) (Figura 1) con aproximadamente 1500 Mt de mena polimetálica (Tornos, 2006). Su extensión ocupa desde Sevilla hasta el sur de Lisboa de este a oeste, con una longitud de unos 250 Km, y una anchura de aproximadamente 30 Km. Su explotación se remonta a más de 4000 años, siendo los principales metales extraídos cobre, plata, oro y azufre más recientemente por su interés para la fabricación de ácido sulfúrico (Tornos *et al.*, 2009).

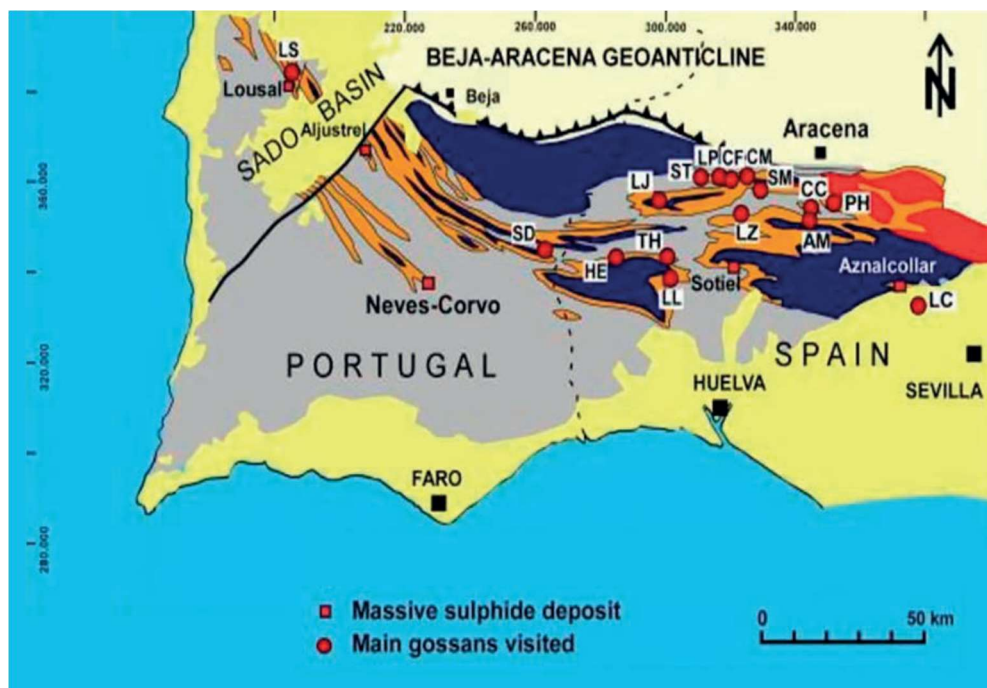


Figura 1. Mapa Faja Pirítica Ibérica (FPI): situación geográfica. (Velasco *et al.*, 2013)

Los materiales que la forman son sedimentarios, correspondiendo principalmente a dos períodos geológicos: el Devónico Superior y el Carbonífero Inferior, es decir, casi el final de la Era Paleozoica, e incluyendo minerales formados mayormente por sílice o por hierro y magnesio, incluidos por lo tanto en una secuencia volcánica máfica-félsica. Es debido a este vulcanismo que podemos encontrar más de 80 depósitos de sulfuros masivos que se forman de pirita (FeS_2) como principal mineral, además de otros minerales como la esfalerita o blenda (ZnS), la galena (PbS), calcopirita (CuFeS_2), arsenopirita (FeAsS) y otros minerales que pueden contener en menor cantidad elementos como cadmio, estroncio, plata, oro y cobalto. El dato particular es la no existencia de carbonatos en toda la secuencia sedimentaria, lo cual implica por lo tanto que la acidez en la zona sea tan elevada, ya que no existirá entonces posibilidad de mitigación por la basicidad de estas sales de ácido carbónico (H_2CO_3) que podrían reducir en gran medida el efecto de dicha acidez (Ayora, C. *et al.*, 2020).

Nos encontramos por lo tanto ante uno de los distritos mineros más antiguos del mundo, con más de 4000 años de historia como decíamos y una continua actividad, principalmente desde mediados del siglo XIX, y un pasivo ambiental en la zona de 90 minas, 700 ha de cortas, 300 ha de escombreras de minas, 860 ha de balsas de lodos y 280 ha de otras instalaciones (Grande, 2016)

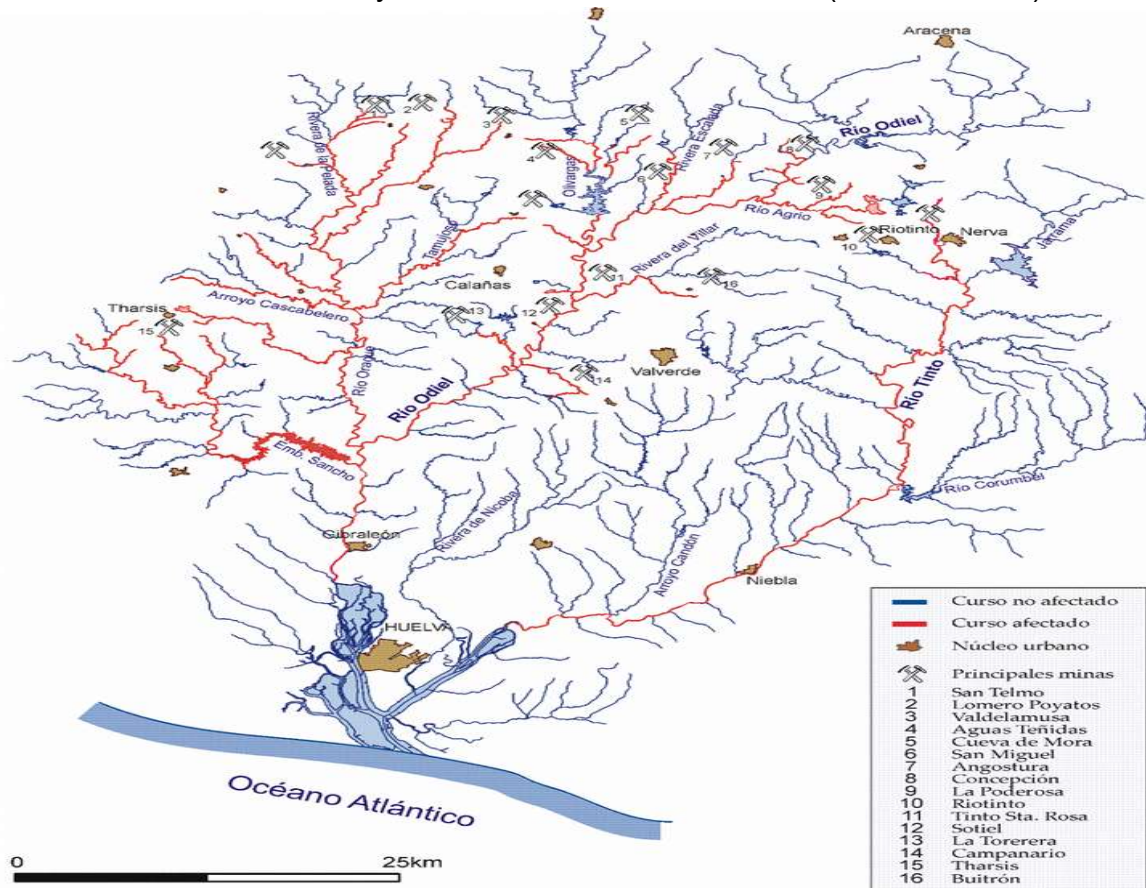


Figura 2. Mapa de las redes fluviales de los ríos Tinto y Odiel indicando las principales minas y los tramos afectados por AMD por la FPI. (Oliás, 2021)

La piritita sufre meteorización, produciéndose un flujo de manera continua de AMD, el cual contamina la mayoría de las cuencas y redes fluviales de los ríos Tinto y Odiel casi desde sus fuentes principales (Figura 2) (Sánchez-España *et al.*, 2005; Sarmiento *et al.*, 2009; Nieto *et al.*, 2013).

El río Tinto tiene una longitud de 100 km, la superficie de su cuenca es de 720 km² y tiene un caudal promedio de 100 hm³ por año (Tabla 1).

El río Odiel tiene 140 km de largo, la superficie de su cuenca de drenaje es de 2300 km² y su caudal promedio se estima en alrededor de 500 hm³ por año (Tabla 1).

Es determinante la influencia del clima mediterráneo, el cual produce meses de extrema sequía por un lado y eventos intensos de lluvia por otro lado, lo cual terminará generando grandes variaciones en el caudal de los ríos según la época en que nos encontremos del año. Es posible establecer como precipitación media anual en esta zona los 800 mm, de los cuales se producirán la mitad de dichas precipitaciones entre los meses de Octubre y Enero.

Ambos ríos acaban fusionándose en el estuario de Huelva, estimándose cantidades anuales enormes de contaminantes disueltos como se detallan a continuación (Olías *et al.*, 2006): 7922 t de Fe, 5781 t de Al, 3475 t de Zn, 1721 t de Cu, 1615 t de Mn y además cantidades menores de otros metales varios (71 t de Co, 27 t de Pb y 35 t de As). La carga que es transportada por los ríos representa el 3% del flujo global de Cu y el 15% del Zn tal y como ha podido demostrarse (Sarmiento *et al.*, 2009).

En la Tabla 1 se pueden apreciar y comparar los datos anteriores en relación con las características de los ríos estudiados:

<i>Río</i>	<i>Longitud</i>	<i>Superficie</i>	<i>Caudal</i>	<i>Fe</i> (Mt)	<i>Al</i> (Mt)	<i>Zn</i> (Mt)	<i>Cu</i> (Mt)	<i>Mn</i> (Mt)
Tinto	100 km	720 km ²	100 hm ³ /año	7922	5781	3475	1721	1615
Odiel	140 km	2300 km ²	500 hm ³ /año					

Tabla 1. Datos de los ríos Tinto y Odiel, así como % contaminantes disueltos anuales.

(Fuente: Olías *et al.*, 2006) (Elaboración Propia)

La construcción de la presa de Alcolea (proyecto que sigue en el aire debido al conflicto entre el gobierno central y el autonómico), de 320 hm³ de capacidad y destinada en principio para usos agrícolas en el curso bajo del río Odiel, fue propuesta por el Plan Hidrológico Nacional aprobado por la Ley 10/2001, y la Directiva Marco Europea del Agua (2000/60/CE) y establece además que todas las cuencas hidrográficas europeas deberían haber alcanzado antes de 2016 unos estándares de naturaleza química y biológica de alta calidad, pero debido a las especiales dificultades que el tema plantea, se ha aplazado la consecución de dichos estándares hasta 2027. Será por lo tanto imprescindible y necesario llevar a cabo un programa intenso de tratamiento de AMD de cara a los años venideros en zonas con la problemática que se describe.

La contaminación generada por este proceso y la gravedad que produce es por lo tanto debida precisamente a que sus cuencas están atravesadas por la mencionada FPI, constituyendo uno de los mayores depósitos mundiales de sulfuros (Leistel *et al.*, 1998). Las reservas de esos depósitos están cifradas por encima de 1500 Mt como ya citamos, las cuales se distribuyen en unos ocho depósitos de gran magnitud (unas 100 Mt por depósito, que contienen pirita, esfalerita, galena y calcopirita, así como otras muchas fases menores) y un indeterminado número de otros más pequeños, los cuales estarán asociados normalmente a mineralizaciones menos frecuentes y comunes.

Al poseer tal riqueza metalogénica la zona de estudio, su explotación está datada desde hace al menos 5000 años (Davis *et al.*, 2000).

Debido a esta prolongada e intensa actividad minera, se estima que hayan quedado abandonadas más de 80 minas de sulfuros, y probablemente más de 200 millones de m³ de otros residuos distribuidos en estructuras mineras (las estudiaremos más adelante) como escombreras, cortas y balsas, que no se han restaurado en su mayor parte o que, si tienen medidas correctoras implantadas, son probablemente insuficientes.

Las estructuras mencionadas, como focos contaminantes, generan unas escorrentías que hacen que se constituya una permanente maquinaria de contaminación que conduce hasta los ríos Tinto y Odiel gran cantidad de acidez, sulfatos y metales pesados, lo cual hizo que estos ríos se llegaran a calificar como “ríos vertederos” (Pinedo, 1963) debido a su alta contaminación, y que motivó a que en los años 80 se llegase a clasificar ambos como ríos industriales por parte del Ministerio de Medio Ambiente responsable en aquella época, e incluso se permitiera arrojar a sus cauces vertidos de cualquier naturaleza química (MOPU, 1987).

En conclusión y continuando con la aportación de datos sobre la estructura geológica responsable de los procesos contaminantes que estamos tratando, podemos seguir diciendo que la Faja Pirítica Ibérica es localizada en la Zona Surportuguesa (ZSP) ocupando un amplio sector de la provincia de Huelva si hablamos de su núcleo principal, y coincide con el área externa meridional del denominado Macizo Varisco, quedando al norte separada de la Zona de Ossa Morena por dos unidades principales: el Grupo Pulo do Lobo y las Anfibolitas de Beja-Acebucho (Quesada *et al.*, 1994), limitando por el sur con materiales que forman parte de la Depresión del Guadalquivir y con materiales mesozoicos de la margen derecha del Guadiana en Portugal. Según Franklin *et al.* (1981) se puede considerar la FPI como una de las mayores reservas de sulfuros polimetálicos del mundo tal y como hacíamos referencia con anterioridad, y a ella además se asocian con frecuencia diversos tipos de mineralizaciones de manganeso, hierro, etc., de las cuales han sido explotadas históricamente muchas de ellas.

En la segunda mitad del siglo XX, se propone una división estratigráfica regional de la FPI en tres unidades principales, que quedarían representadas de muro a techo de la siguiente manera (Schermerhorn, 1971):

- a) El Grupo Pizarroso Cuarcítico (PQ), al que Strauss (2000) atribuye una potencia superior a los 2.000 metros quedando el techo de esta formación datado como Fameniense Superior.
- b) El Complejo Vulcano-Sedimentario (CVS) que alberga las mineralizaciones de sulfuros y potencias variables.
- c) El Grupo Culm, de edad Carbonífero Inferior, con potencias que llegan a sobrepasar los 1.000 metros y frecuentes cambios laterales de facies.

En el CVS podemos encontrar rocas principalmente ácidas, con una naturaleza tanto piroclástica como lávica, con menos abundancia de intermedias o básicas. Sin embargo, en cuanto a rocas sedimentarias, vemos que existen principalmente pizarras con variedad de contenidos como materia orgánica, junto con areniscas y conglomerados que varían en cuanto a su proporción (Sarmiento, 2007). Se establecen al menos cinco episodios en este estrato intermedio, de los cuales hablamos de tres ácidos y dos básicos, quedando los yacimientos de sulfuros integrados en la zona de techo de los primeros episodios ácidos. El estrato superior (Culm), es datado como correspondiente al Carbonífero y dentro de él al Viseense Medio hasta Westfaliense según las zonas (Oliveira y Wagner-Gentis, 1983), con litologías pizarroso-cuarcíticas. Existe mucha literatura científica referente a las mineralizaciones de la FPI, en la cual se puede encontrar más detalle de las características litológicas y estructurales de los yacimientos que alberga y que son responsables de la afección al medio hídrico que la atraviesa como veremos: el Tinto y el Odiel.

1.2. Drenaje Ácido de Mina (AMD) y su geoquímica.

El AMD es probablemente una de las más graves causas de contaminación de los cursos fluviales principalmente por tres motivos: su gran extensión, su naturaleza de características especiales y además su dificultad de solución.

Las principales características de los ríos que se ven afectados por este tipo de contaminación son por un lado su elevada acidez, además del gran contenido tanto en metales pesados como en sulfatos que transportan sus aguas, así como sus sedimentos metálicos (Grande *et al.*, 2003; Azcue, 1999; USEPA, 1994). Su color será rojo intenso además de esa elevada acidez y numerosos metales pesados, disueltos o en suspensión, pero también veremos cómo se desarrolla en ellos una vida singular, ya sea en sus aguas o en los suelos afectados por ellas, como es el caso de la presencia de *Erica Andevalensis*, el brezo de las minas, endémico de la FPI (Márquez *et al.*, 2010). Los costes económicos que conlleva además la posible remediación de estos ríos contaminados suponen unas cantidades muy elevadas (Commonwealth of Pennsylvania 1994).

El tipo de alteraciones o daños que puede llegar a producir este tipo de contaminación puede fácilmente variar desde subletales, para algunos individuos de determinados ecosistemas que se puedan ver afectados cuando la contaminación es débil, apareciendo en esos casos problemas asociados a la *bioacumulación* (la acumulación de sustancias químicas en los organismos vivos) y la *biomagnificación* (transmisión de la bioacumulación entre los seres vivos a través de la red trófica) (Nebel *et al.*, 1999), o la desaparición de la fauna fluvial presente en dichos ríos, incluso la pérdida de diferentes recursos hídricos, ya que el agua termina tornándose en inservible para el consumo tanto agrícola como humano e industrial (Sáinz *et al.*, 2002).

El origen del AMD (Figura 3) se produce cuando entra en contacto la humedad de la atmósfera y el oxígeno con un mineral sulfuroso (Grande *et al.*, 2000). El mecanismo que se produce en la superficie de ese mineral comienza con la oxidación de los sulfuros, de inicio muy insolubles, y que se transforman en sulfatos llegando a producir ácido, siendo el proceso de oxidación muy lento, pero pudiendo aumentar su velocidad hasta cien veces si existe presencia de ion férrico (Fe^{3+}) (Dogan, 1999) y por la acción de determinadas bacterias acidófilas que actúan como catalizadoras (Nicholson, 1994). Parte del proceso de oxidación que se produce en la pirita es finalmente una serie de reacciones secundarias entre los productos de dichas reacciones y el resto de los minerales que componen la roca (Förstner y Wittman, 1983). El resultado final de estos procesos va a ser un conjunto de contaminantes muy solubles, que se depositan en la superficie del mineral. Estos contaminantes serán posteriormente disueltos y arrastrados por el agua de la lluvia o la escorrentía, para producirse de este modo un caudal líquido muy contaminante al transportar acidez, sulfatos y metales pesados hasta los cursos de agua de mayores dimensiones.



Figura 3. Esquema de Drenaje Ácido de Mina (AMD) (Grande, 2016)

De manera general, el fenómeno de oxidación de los sulfuros se produce de forma natural, pero es cierto que la minería provoca unos ritmos de producción diferentes, los cuales permiten que distingamos entre el proceso natural geoquímico, con las pautas de tiempo normales que corresponden a la geología (Drenaje Ácido de Roca) y el AMD, el cual va asociado al proceso antrópico, es decir, es provocado tanto por las elevadas cantidades de mineral que aflora, como por el incesante aumento de las superficies de contacto debido a las labores mineras y a la disminución que se produce en su granulometría, todo acrecentado por la acción del hombre (EMCBC, 1996). Este problema de origen antrópico afecta en gran medida a las explotaciones mineras, debido no sólo a los efectos ecológicos que supone, sino además a la dificultad de su recuperación con la tecnología actual, pudiendo durar siglos en el medio (EMCBC, 1996).

En cuanto a los costes de restauración de los daños que llegan a producir estos procesos relacionados con la minería, se estiman entre dos y cinco billones de dólares en Canadá (Feasby *et al.*, 1997), cantidad que coincide con la remediación o recuperación de tan solo el estado de Pennsylvania (Commonwealth of Pennsylvania, 1994). En cuanto a la estimación de los costes mundiales, podrían ser superiores a los diez billones de dólares (Weatherell *et al.*, 1997), aunque hoy día en Estados Unidos esos costes podrían haberse visto muy superados con creces, ya que casi 20.000 kilómetros de cursos de agua en dicho país están ya afectados.

Las reacciones que indican los procesos de oxidación comentados están ampliamente descritas en Younger *et al.* (2002) y se muestran a continuación (Tabla 2), explicándose en detalle más adelante en el apartado de causas de la contaminación por AMD, así como en el apartado dedicado a las bacterias acidófilas:

(1) $4 \text{FeS}_2 + 14 \text{O}_2 + 4 \text{H}_2\text{O} \Rightarrow 4 \text{Fe}^{2+} + 8 \text{SO}_4^{2-} + 8 \text{H}^+$
(2) $4 \text{Fe}^{2+} + \text{O}_2 + 4 \text{H}^+ \Rightarrow 4 \text{Fe}^{3+} + 2 \text{H}_2\text{O}$
(3) $4 \text{Fe}^{3+} + 12 \text{H}_2\text{O} \Rightarrow 4 \text{Fe}(\text{OH})_3\downarrow + 12 \text{H}^+$
(4) $\text{FeS}_2 + 14 \text{Fe}^{3+} + 8 \text{H}_2\text{O} \Rightarrow 15 \text{Fe}^{2+} + 2 \text{SO}_4^{2-} + 16 \text{H}^+$

Tabla 2. Reacciones de oxidación de la pirita (AMD) (Younger *et al.*, 2002)

Una vez que se genera el AMD, el comportamiento de los solutos mayoritarios y trazas dependerá principalmente de la evolución de los valores de pH (grado de acidez) y Eh (potencial redox), que a su vez dependen de la mezcla con otras aguas superficiales y de las reacciones químicas. Como ejemplo de flujo de elementos químicos en las aguas estudiadas, se describe a continuación la evolución química del agua en un tramo del río Odiel anterior a la instalación de dos sistemas de tratamiento que se implantaron, dándonos dicho estudio una ligera idea sobre la geoquímica general que se da en aguas ácidas de zonas mineras (Galván y Olías, 2015), y concretado para minas de la FPI de Huelva.

El estudio al que hacemos referencia corresponde al mapa que observamos a continuación (Figura 4), estando la zona ubicada entre las primeras descargas de AMD y la confluencia con el río Agrio. La primera entrada es de la mina Concepción, con un pH de alrededor de 2,5 y una conductividad eléctrica de 2,54 mS/cm. Aguas abajo, hay una entrada difusa y una descarga proveniente de la mina San Platón con un pH 2. El siguiente punto es la entrada de la mina Esperanza, con un pH de 2,7 y conductividad eléctrica 3,48 mS/cm. Nos encontramos a continuación la confluencia del río Odiel con las emisiones de la mina Poderosa, con un pH 2,4 y conductividad de 3,21 mS/cm.

La última entrada al río Odiel proviene de río Agrio, algunos kilómetros aguas abajo, que está formada por varios lixiviados de residuos mineros de Riotinto. Este drenaje ácido tiene un pH de 2,8 y también una alta conductividad eléctrica de 5,8 mS/cm.

El pH del río Odiel permanece por debajo de 3,5 hasta el estuario de la ría de Huelva (Olías y Galván, 2015).

La disminución de la concentración de metales disueltos es principalmente debida a un factor responsable, en este caso la dilución producida por la mezcla con el río Odiel, y dicho factor de dilución puede calcularse si para ello se considera el magnesio como elemento conservativo en la mezcla. Una vez conocido ese factor, la mezcla que se produce teóricamente se calcularía como la suma de las concentraciones ponderadas de cada elemento en el agua ácida del río en estudio (Kimball *et al.*, 2007). En cuanto al hierro, debido a la precipitación de schwertmannita (un tipo de mineral sulfato que contiene Fe^{3+}) su concentración va a estar siempre por debajo de su comportamiento conservativo (es decir, la concentración que se mantiene constante en la solución acuosa). La característica principal de dicho mineral es que retiene el arsénico mediante un eficaz mecanismo de adsorción previa oxidación de este a As (V) debido al oxígeno atmosférico y el propio Fe (III) (Carlson *et al.*, 2002; Asta *et al.*, 2010). En cuanto al aluminio (Al) se llega a la conclusión de que tampoco es conservativo para la mayoría del tramo del Odiel donde será el pH prácticamente neutro y precipita la basaluminita. Después del río Agrio, sin embargo, se mantiene en solución ya que el pH permanece con valores por debajo de 3,5.

Para otros elementos químicos como el Y, el Cu y el Sc se eliminan del agua en todos los puntos de mezcla hasta después de la entrada del río Agrio. Al observar dicho comportamiento, se puede deducir que, en vez de la schwertmannita, será principalmente responsable de la remoción de Sc, Y y Cu del río Odiel la basaluminita. Otros metales divalentes como Zn, Mn, Cd, Co y Ni, tendrán un comportamiento conservativo en el agua en pH comprendido entre 7 y 3,5 no produciéndose inmovilización debida a la precipitación de las fases sólidas de Al y Fe (III).

Una parte de SO_4 se elimina del agua debido a los precipitados de oxihidrosulfato de Fe y Al, pero debido a las altas concentraciones que suelen llevar los drenajes ácidos de mina, estas pérdidas no se notaran prácticamente en las mezclas, mostrando un comportamiento casi conservativo este soluto.

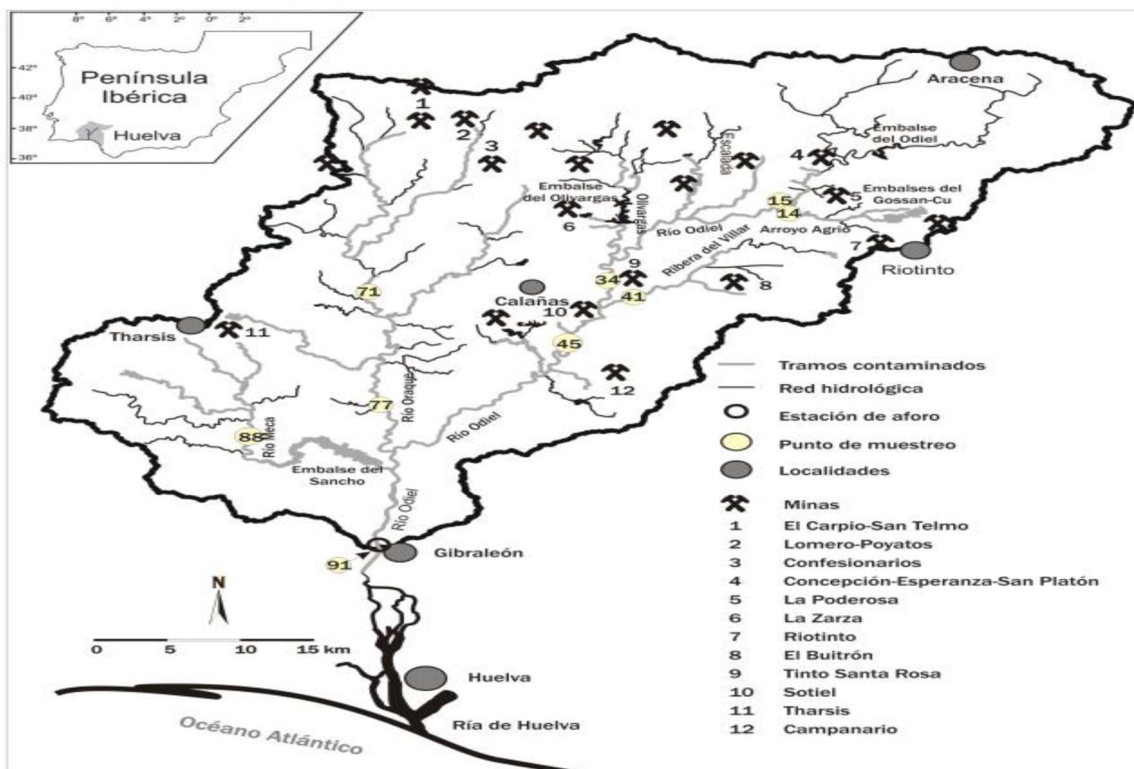


Figura 4. Tramos afectados por AMD en la cuenca del río Odiel. Puntos de muestreo y principales minas. (Olías y Galván, 2015)

Una de las principales cuencas que drena materiales de la FPI es la del río Odiel, cuya superficie es de unos 2300 km², tratándose de una región metalogénica con importantes contenidos en yacimientos de sulfuros, explotados intensamente desde la antigüedad por un gran número de minas como ya hemos comentado con anterioridad (Figura 4).

La consecuencia principal será la existencia de volúmenes grandes de residuos mineros por toda la cuenca del río, en los cuales se producirá la oxidación de los sulfuros y la generación de un lixiviado de elevadas concentraciones en metales tóxicos y acidez denominado como ya sabemos AMD. Es por ello por lo que podemos encontrar la mayor parte de la red fluvial altamente degradada como se indica en la figura anterior, suponiendo el Odiel como el principal aportador de contaminantes a la ría de Huelva y al Golfo de Cádiz (Olías *et al.*, 2006).

Como continuación del estudio geoquímico de la zona ejemplo de la FPI afectada por AMD podemos obtener la carga contaminante en distintos sectores o zonas de la cuenca del río, realizando una evaluación sobre qué zonas mineras aportan mayor cantidad de contaminantes. De este modo, se podrá dirigir adecuadamente los esfuerzos de recuperación ambiental a esas zonas más afectadas. Para poder calcular cada carga contaminante, la relación establecida fue entre la concentración de los elementos disueltos y el caudal del río, haciendo uso para ello de los datos diarios obtenidos.

Los muestreos hidroquímicos que se realizaron para poder establecer las relaciones anteriores, tuvieron lugar en distintos puntos de la cuenca (Figura 4) en 2009-2010 (Olías y Galván, 2015). Se analizó *in situ* el pH, la conductividad eléctrica, el potencial redox y la temperatura. Las muestras fueron filtradas, ya que la mayoría de los metales tóxicos (Al, Cd, Ni, Zn) se transportan en disolución; sin embargo, la fracción de As, Cr y Fe transportada en fase particulada puede ser importante, sobre todo durante avenidas (Galván, 2011).

Las muestras fueron preparadas y mediante ICP-OES (Espectroscopía de plasma) se analizaron los siguientes elementos: Al, Be, Cd, Cu, Fe, Ni, S, y Zn. El sulfato fue determinado a partir de la relación entre los pesos moleculares del ion sulfato (SO_4^-) y del azufre (S) total. También se utilizaron datos hidroquímicos de estudios previos (Sarmiento, 2007). Debido a la falta de estaciones de aforo fiables en la cuenca, para la obtención de los datos de caudal en los distintos puntos de muestreo se construyó un modelo hidrológico de la cuenca que fue validado y calibrado con los datos de caudal existentes (Galván, 2011). Las relaciones obtenidas entre caudal y concentración de elementos se obtuvieron a partir de las ecuaciones que daban la posibilidad de calcular la carga contaminante media transportada durante el periodo de 1982 a 2010 (Tabla 3).

Los primeros lixiviados ácidos que recibe el río Odiel eran debidos a los vertidos de las minas de Concepción, San Platón, Esperanza y Poderosa como podemos ver (Figura 4). El porcentaje de aporte que supone cada una es de un 21% de Al, 16% de sulfato y 13% de Cd y Ni en relación con la carga disuelta total que se transporta por el río antes del estuario. Al recibir los drenajes ácidos de las minas de Riotinto a través del arroyo Agrio, empeoran de gran forma las condiciones del río. El arroyo mencionado aporta una media anual de 4400 t de Al (48% del total en Gibraleón), 960 t de Zn (35% del total) y 62900 t de sulfatos (40%), el cual supone con mucha diferencia el principal aportador de contaminantes de este curso fluvial en estudio (Olías *et al.*, 2006).

En el punto 15 de la Figura 4, tras pasar la confluencia con el arroyo Agrio, se observa como disminuye el aporte de hierro (Fe) debido a la precipitación intensa de dicho elemento en forma de oxihidroxisulfatos (Galván, 2011).

Además, se observa el aporte de nuevos contaminantes de la riera del Olivargas, de la mina la Zarza (punto 34, Tabla 3). Otros aportes se encuentran arriba del embalse del Olivargas los cuales quedan retenidos, en su mayor parte, en los sedimentos de este, manteniéndose ahí condiciones de pH neutro.

En el punto 45 de la Figura 4 observamos cómo, antes de la confluencia con el río Oraque, se produce el aporte de vertidos de las minas del Buitrón y Tinto Santa Rosa al río Odiel, a través de la riera del Villar (41, Tabla 3), siendo dicho aporte de contaminantes relativamente bajo, así como otros vertidos de entidad menor. La carga de sulfatos y níquel se ve incrementada de manera apreciable (Tabla 3) con respecto al punto anterior del Villar.

ELEMENTOS DISUELTOS "CUENCA RÍO ODIEL" (2010)	Al	Cu	Fe	Zn	SO ₄	Be	Cd	Ni
	t/año					Kg/año		
Agrio (14)	4398	559	2142	958	62904	-	5226	12250
Odiel (15)	6296	723	1585	1376	88802	338	6364	15630
Odiel (34)	6556	1127	997	1878	118703	-	9200	18151
Villar (41)	-	1,2	56	8,3	1426	-	-	80
Odiel (45)	-	-	-	-	138397	-	-	22754
Oraque (71)	874	104	-	298	20355	-	-	1677
Oraque (77)	1615	212	1485	713	34784	103	1906	5718
Río Meca (88)	418	69	-	150	7397	16	263	1652
Odiel (91)	9138	-	-	2764	158376	731	8931	25060

Tabla 3. Carga transportada de algunos elementos en aquellos puntos más representativos. (Olías y Galván, 2015)

Los aportes contaminantes de minas situadas al norte, como sobre todo la de San Telmo, son aproximadamente iguales a los de las minas de Tharsis en su tramo bajo, si nos fijamos en el río Oraque (Figura 4). Dicho río (punto 77, Tabla 3) transporta una media de 1615 t/año de Al (18% del total del río Odiel en Gibraleón), 1485 t/año de Fe y 713 t/año de Zn (26% del total). Los últimos lixiviados ácidos que recibe el Odiel proceden del río Meca (punto 88) afectado por las minas de Tharsis. El Meca aporta 418 t/año de Al, 69 t/año de Cu y 150 t/año de Zn al embalse del Sancho, que presenta valores de pH próximos a 4. En él precipitan una cantidad importante de los elementos tóxicos que recibe, un 43% del Al, 45% del Cu y 90% del Fe (Galván *et al.*, 2009). Ya justo antes de la desembocadura en la ría de Huelva (Figura 4 punto 91), el río Odiel transporta elevadísimas cantidades de contaminantes, con valores medios de 9138 t/año de Al, 1764 t/año de Zn, 158376 t/año de sulfato, etc. (Tabla 3). Según la pluviometría en la zona, los valores sufren importantes variaciones.

En definitiva, el río Odiel supone un claro ejemplo y caso extremo de contaminación mundial de aguas, transportando elevadísimas concentraciones de contaminantes químicos disueltos como se observa en la Tabla 3, derivados de la geoquímica que lo constituye debido al *Drenaje Ácido de Mina (AMD)* de la zona asociada a la *Faja Pirítica Ibérica (FPI)*. La mayor parte de estos contaminantes (aproximadamente entre el 35 y el 55% dependiendo del elemento) provienen de las minas de Riotinto. La subcuenca del río Oraque también supone un aporte muy importante (entre un 18 y un 26% del total), sobre todo por los vertidos de las minas de San Telmo al norte y Tharsis en su tramo bajo. El resto de la carga contaminante procede de muchas otras minas de menor entidad (Olías y Galván, 2015).

1.3. Actividades y estructuras contaminantes

La minería de sulfuros ha acelerado el proceso natural de desulfuración de la pirita en las cuencas afectadas por AMD, debido a ciertas actividades y estructuras, al aflorar el mineral, producirse un aumento de la superficie de contacto en consecuencia de las actividades mineras y por último disminuir la granulometría de los materiales. Se considera necesario realizar por lo tanto una breve descripción de ciertos procesos, estructuras y actividades que, para el beneficio de los yacimientos o para la explotación minera en sí, su concentración o metalurgia, puedan generar un volumen de minerales, residuos y efluentes, siendo con ello las principales fuentes generadoras de AMD (Sainz *et al.*, 2003a), las cuales vamos a estudiar en detalle a continuación.

Se hace pues necesario describir muy someramente aquellos procesos que, para el beneficio de los yacimientos o para la explotación minera propiamente dicha, generan un volumen de minerales, residuos y efluentes, siendo con ello las principales fuentes generadoras de AMD (Sainz *et al.*, 2003a) las siguientes:

- a) Escombreras. Según se produzca el laboreo correspondiente del yacimiento a estudiar, ya sea a cielo abierto o por explotación subterránea, se obtiene la pirita. Los productos que se generan en este proceso serán de baja ley y por lo tanto se depositarán en el exterior como acúmulos o escombreras, pasando a ser residuos por su baja utilidad.

- b) Desagües espontáneos o forzados. Las aguas ácidas cargadas de metales se evacúan para poder mantener el nivel piezométrico deprimido y poder acceder así a las labores mineras, evitando así además su inundación.

- c) Trituración. El mineral arrancado se reduce de tamaño mediante diversos tipos de trituradores, hasta que se consiga alcanzar la granulometría deseada. En este proceso se generan finos altamente solubles que, al estar expuestos a la acción del agua de lluvia, pueden causar graves problemas de lixiviación y contaminación.

- d) Lavado. En caso de que el mineral bruto procedente de la mina se presente contaminado de estéril, baja su ley y deberá por lo tanto ser eliminado. La operación produce pirita y estéril. Los estériles finos y muy solubles se almacenan en escombreras.

e) Cementación natural. La cementación fue durante años un usual proceso de extracción de cobre. Se almacenaban las pirritas de baja ley en cobre en forma de montañas de hasta 100.000 t y unos 10 metros de altura, las cuales eran regadas con agua de embalses, desagües de minas, etc. Los lixiviados se recogían en balsas desde donde se conducían en canales, haciendo pasar el líquido por chatarras de hierro. Se produce sulfato ferroso, precipitando cobre y también, parcialmente, plata. El zinc sale junto con el hierro sin precipitar, desplazándose hacia los ríos. Las montañas se abandonaban después de algunos años, quedando un foco de contaminación totalmente expuesto.

f) Cementación artificial. El proceso de obtención de cobre, que consistía en disponer de leña con pirita, se realizó durante 150 años formando apilamientos de aproximadamente 600 a 1.000 t, que recibían el nombre de “teleras” (Figura 5) y que permanecían en combustión durante 6 meses, arrojando a la atmósfera grandes cantidades de SO_2 , azufre elemental y arsénico. El sulfuro de cobre pasaba a sulfato y los residuos de la calcinación, se regaban con agua para disolver el sulfato de cobre. Los lixiviados se recogían en balsas de lejías, efectuándose a continuación el mismo sistema de canaleo y cementación descrito anteriormente.



Figura 5. Teleras de finales del s. XIX. (Grande Gil, 2016)

g) Fundición. La fundición de la pirita se realizaba en hornos en Riotinto y en Cueva de la Mora, obteniéndose por fusión cobre y unos residuos de escorias formados fundamentalmente por silicato de hierro con algo de Ca, Mg, Al, etc. En la zona de estudio, junto a escorias recientes, existen numerosos escoriales de origen posiblemente romano.

h) Tostación. La pirita se ha utilizado en la segunda mitad del siglo XX como fuente de azufre para producción de ácido sulfúrico. En la cuenca minera sólo existen dos plantas de tostación, la de Riotinto y la de Sotiel, estando la primera de ellas parada. No obstante, toda la zona tiene los residuos de tostación y las cenizas, bien por acuerdos minas-industrias o por abandonos ilegales. La composición química de la ceniza de pirita se aproxima a un 80% en hierro.

1.4. Problemática: causas y consecuencias del AMD

La grave contaminación química que se produce en aguas continentales o marítimas al generarse vertidos industriales o mineros a las mismas, ya sea de forma accidental o continua, desencadena dos tipos de efectos no deseados: la desaparición de especies acuícolas sensibles y la incorporación a los eslabones de la cadena trófica y, en consecuencia, al ser humano de una serie de productos extraños al organismo que pueden provocar una variedad de efectos patológicos que pueden llegar a ser incluso letales, bien por la ingestión o por la acumulación de los mismos.

Los productos químicos que son arrojados al agua pueden llegar a transformarse de manera natural en otros compuestos más tóxicos aún. Podríamos decir que, a nivel mundial, los tipos de contaminación química que se citan como más preocupantes son la ácida, la contaminación por nutrientes, la de hidrocarburos, detergentes, pesticidas, PCB y la contaminación metálica, asociada muchas veces con la contaminación ácida y por sulfatos en la contaminación minera (Sainz *et al.*, 2000).

El estudio de las diferentes etapas de formación de aguas ácidas puede ayudarnos a conocer más profundamente las causas reales que provocan el problema, además de hacernos ver con facilidad la evidencia de que los drenajes de minas ya sean en activo o abandonadas, generan una serie de problemas de contaminación y degradación de los ecosistemas en general, produciendo incluso la extinción de la vida acuática tal y como comentábamos anteriormente. Además, el uso de estas aguas para el consumo humano se imposibilita debido a la elevada acidez con la que cuentan, así como la elevada concentración de metales disueltos como hierro, manganeso, aluminio, arsénico, selenio, zinc, níquel y otros diversos.

Los daños que puede producir el AMD según estamos apreciando pueden llegar a ser de gran diversidad, complementándose incluso al acrecentar el impacto generado por separado cuando se produce la unión de todos esos efectos. Tenemos otro ejemplo claro de daños que se generan en consecuencia como son a las estructuras metálicas y de hormigón, así como la destrucción o desaparición de la vegetación y la fauna de los distintos cauces naturales. Para poder llegar a evitar la formación de estas aguas ácidas, se podría optar por la neutralización de estas.

Se conoce, en este sentido, que la oxidación de una tonelada de piritita puede llegar a producir casi una tonelada de oxihidróxido férrico (Fe(OH)₃) y cerca de tonelada y media de ácido sulfúrico (H₂SO₄). A continuación, vamos a profundizar en las tres etapas en las cuales se puede explicar el proceso de formación de aguas ácidas (Figura 6) (Aduvire, 2006) y en las reacciones químicas ya nombradas en el apartado de AMD que ya estudiamos.

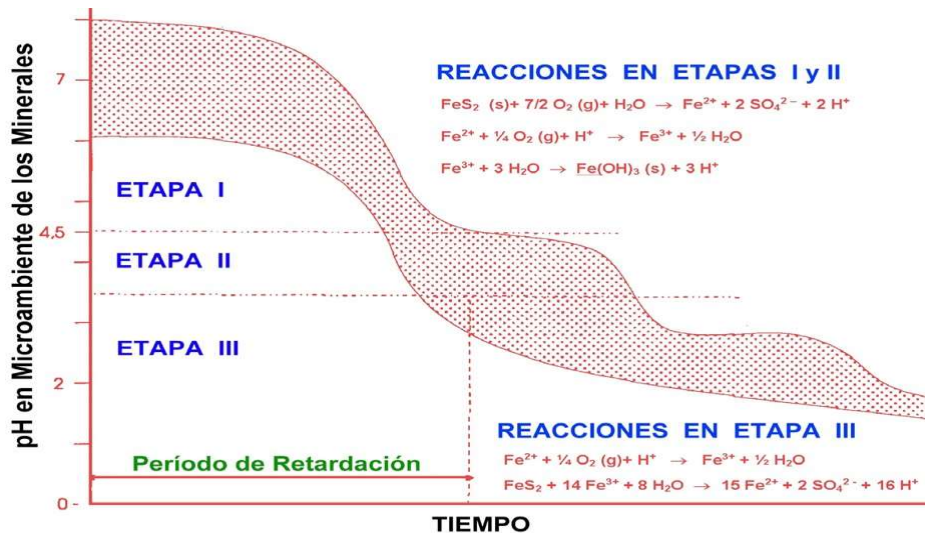


Figura 6. Etapas en la formación de aguas ácidas. (Aduvire, 2006)

1ª etapa: La oxidación de minerales sulfurosos libera hierro ferroso (Fe²⁺) que bajo condiciones neutras se oxida químicamente y se transforma a hierro férrico (Fe³⁺) que precipita como hidróxido y aporta acidez al medio. En esta etapa del proceso la velocidad de oxidación es baja en los dos mecanismos de generación ácida, tomando importancia la catálisis bacteriana. La formación de aguas ácidas por oxidación debida al aire y a las bacterias (fundamentalmente *Acidithiobacillus ferrooxidans*), se producen a un ritmo desigual, ya que por encima de pH 4 no existen bacterias oxidantes. Por debajo de pH 4 sí existen bacterias que oxidan al hierro en sustitución del oxígeno. Por lo general, en esta etapa la alcalinidad disponible en el medio es suficiente para neutralizar parcialmente la acidez que se ha producido lentamente.

2ª etapa: La acidez acumulada supera la capacidad de neutralización del medio y el pH desciende y predomina la oxidación de la piritita por la acción bacteriana. En la reacción se produce el sulfato ferroso que al ser oxidado nuevamente se transforma en sulfato férrico, y éste a su vez en contacto con el agua da lugar al ácido sulfúrico y al hidróxido férrico, que es insoluble y es el que provoca la coloración rojiza de las aguas. En esta etapa aumenta la eficacia del mecanismo indirecto o bacteriano.

3ª etapa: Cuando el pH desciende por debajo de 3 en la proximidad de los granos de pirita, el ion férrico se ve afectado por las reacciones de oxidación-reducción y la acción bacteriana puede lixiviar el sulfuro de hierro directamente a sulfato. En esta etapa varía la generación de ácido al aumentar la solubilidad del hierro y disminuye la precipitación de hidróxido férrico. En resumen, ocurre que *Acidithiobacillus ferrooxidans* oxida el ion ferroso a férrico que a su vez oxida a los sulfuros (pirita) produciendo más ácido.

En este momento se producen grandes cantidades de ácido y se deben tener en cuenta los siguientes puntos:

- El mecanismo indirecto es el más importante en esta etapa, ya que es el que se auto cataliza (si se inhibe la bacteria *Acidithiobacillus ferrooxidans* la producción de ácido se reduce al menos en un 75%).

- Si el pH del agua sube por encima de 5, igualmente se inhibe la oxidación.

- Si el pH del agua desciende por debajo de 4,5 debe esperarse que todo el sulfuro de hierro termine oxidándose.

- Si el pH desciende por debajo de 2,5 se establece un equilibrio en el que la actividad bacteriana se estabiliza, ya que habrá alcanzado su óptimo de desarrollo (la velocidad de reacción se habrá incrementado aproximadamente cien veces respecto al mecanismo directo).

Los principales responsables de que en las aguas naturales exista un aumento de acidez considerable con respecto a su estado natural, son como decíamos los drenajes de las minas, los vertidos industriales y la lluvia ácida. Si la acidificación del medio acuático es de carácter leve, se producirán tan solo alteraciones en la biosociología del medio, pero si el nivel de acidificación aumenta, se podrá llegar a producir de manera progresiva la desaparición de diversas especies. Se establece que para pH inferiores a 4 se destruyen todos los vertebrados, la mayoría de los invertebrados y muchos microorganismos, siendo además una pequeña minoría de especies vegetales las que serán capaces de crecer y reproducirse (Begon *et al.*, 1999).

Normalmente, se cita a la contaminación por sulfatos como uno de los tipos de contaminación salina que está asociada a problemas de pérdidas de uso del agua, considerando que representa un grave problema para seres acuícolas tanto para los de especies estenohalinas como eurihalinas (Odum, 1984).

Además, los altos valores existentes de sulfatos en el medio en ríos mineros provocan una serie de efectos indeseables que quedan enmascarados por los efectos que crean la acidez y los metales pesados a los que siempre va asociado.

En los medios acuáticos, las posibilidades de ocurrencia de contaminación metálica son muy altas, debido a que de todos los elementos conocidos de la tabla periódica (un total de 106), casi un 80% se clasifican dentro de los metales (en total 84), considerándose de todos ellos como metales pesados aquellos que tienen un peso específico mayor a 4 o 5 g/cm³, siendo los más comunes hierro, cobre, cinc, plomo, manganeso, cromo, níquel, arsénico, mercurio y cadmio, estando muchos de ellos catalogados como contaminantes prioritarios por la Environmental Protection Agency (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Los metales nombrados son encontrados en la naturaleza formando los diversos minerales que se conocen, y es a través de la meteorización de minerales y rocas que pueden llegar a pasar al medio acuático produciendo la contaminación de este. Si la contaminación se produce de manera natural será entonces poco significativa, pero si entra en acción la mano del hombre y los metales de estos minerales son sometidos a procesos antropogénicos, unido a la actividad bacteriana, será entonces cuando estemos hablando de las principales fuentes de contaminación del medio, siendo principalmente industrias y minas, además de otros aportes en menor medida, como las aguas residuales y la contaminación agrícola difusa, que aunque pueden ser localmente significativos, son en realidad resultado del uso de los productos fabricados en alguna de las actividades citadas anteriormente (Grande Gil, 2016).

Los principales problemas o consecuencias creadas por determinados metales pesados en concentraciones concretas han focalizado desde hace ya un tiempo la atención tanto de Gobiernos como de comunidades, siendo las tres siguientes las causas fundamentales de su gravedad (Grande *et al.*, 2005a):

a) Los metales pesados no son biodegradables a diferencia de la materia orgánica, por lo que pueden permanecer en el medio contaminado de forma indefinida, a no ser que debido a ciertos procesos de transporte pueda pasar a otros medios.

b) Los metales pesados, una vez que los microorganismos y la microflora los incorporan pueden ser retenidos por los tejidos del organismo, produciéndose el fenómeno de la bioacumulación. Así, en organismos filtradores se han encontrado factores de concentración de 290.000 para el Zn, 100.000 para el Pb, 35.000 para el Cu y 500 y 100 para el Cr y Ni respectivamente (Bryan *et al.*, 1992). Los metales acumulados pueden transmitirse a otras especies situadas en un nivel superior de la cadena trófica, produciéndose el fenómeno conocido como biomagnificación (Nebel *et al.*, 1999). Mediante la bioacumulación y la biomagnificación, se llegan a alcanzar valores mucho más elevados que los encontrados en el medio líquido, ya que se ve incrementada la concentración o cantidad de dichos elementos tan perjudiciales para los seres vivos.

c) Por último, desde el punto de vista de su influencia en la fisiología animal, los metales pesados pueden clasificarse en esenciales y no esenciales; así, ciertos metales pesados como cobre, cinc y manganeso son micronutrientes esenciales para plantas y animales y sólo llegan a ser letales en elevadas concentraciones (Begon *et al.*, 1999); el organismo los necesita dentro de un intervalo óptimo, por debajo del cual se producen estados carenciales y por encima, toxicidad. Por el contrario, los metales no esenciales son tóxicos con muy bajas concentraciones, aunque su grado de toxicidad depende de la especie expuesta que se considere.

1.5. Las bacterias de los ríos ácidos de Huelva

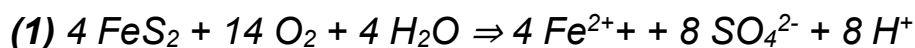
En la antigüedad, se pensaba que los ríos Tinto y Odiel carecían de vida, tal y como se aseguraba por parte de algunos historiadores que veían como las condiciones ácidas de las aguas servirían probablemente más para acabar con la vida en ellos que para albergarla (Rodrigo Caro, siglo XVII). No obstante, se demuestra desde el Centro de Astrobiología de Madrid que el río Tinto alberga una gran comunidad de especies procariotas (bacterias) así como especies eucariotas (algas, hongos y protozoos), a través de diversos estudios (Aguilera, 2013; Amils, 2016; Grupo Investigación BIO214 Carlos Vélchez UHU).

Las bacterias que más abundan en las aguas acidificadas del río Tinto son clasificadas metabólicamente como quimiolitotróficas aerobias, lo cual nos indica que su fuente de energía y de poder reductor viene de la materia inorgánica que se oxida, es decir, de los sulfuros metálicos abundantes en estas aguas por la actividad minera. Disponen de la capacidad por lo tanto de reducir el CO₂ de la atmósfera formando compuestos orgánicos, utilizando además para ello el O₂ como aceptor final de electrones que derivan de la oxidación de esa materia orgánica que se ha creado por ellas. En cuanto a su pH óptimo de crecimiento, es aproximadamente 2, motivo por el cual se consideran bacterias extremas hiperacidófilas (Córdoba, 2022).

En orden de abundancia en estas aguas, podríamos citar como más representativas varias especies de bacterias, siendo las más abundantes *Acidithiobacillus ferrooxidans*, seguidas de *Leptospirillum ferrooxidans* y *Acidiphilium* sp. Las dos primeras representan el 50% del total de las bacterias que se han conseguido identificar en estas aguas, siendo además las principales responsables de que se produzca oxidación del hierro en estos ecosistemas (García-Moyano *et al.*, 2007), pudiendo variar la proporción indicada según el área de muestreo e incluso la profundidad. En superficie por ejemplo abundan las dos últimas especies, mientras que en profundidad abunda la primera, seguramente por su condición de bacteria anaerobia facultativa, lo cual hace que utilice los sulfatos como agente oxidante. Se han identificado además otros géneros, en menores proporciones, como son *Metallibacterium*, *Ferrimicrobium*, *Acidisphaera*, etc. habiendo en general pocas arqueobacterias (Santofimia *et al.*, 2013; González-Toril *et al.*, 2014).

Ya sea en los ríos Tinto y Odiel o en otros ambientes ricos en sulfuros, se conocen una variedad de bacterias acidófilas que oxidan hierro y/o azufre y pertenecen a los géneros *Acidianus*, *Ferroglobus*, *Ferrimicrobium*, *Ferroplasma*, *Metallosphaera*, *Sulfobacillus*, *Sulfolobus*, etc. (Jia *et al.*, 2018; Quatrini y Johnson, 2018), tratándose en general de eubacterias e incluso en algunos casos archeobacterias, mesófilas a hipertermófilas, cuyo pH óptimo de crecimiento se encuentra entre 1 y 4.

Según mencionamos en el apartado 2 sobre el AMD y su geoquímica (Tabla 2) y en el 4 sobre causas y consecuencias del AMD, se dan una serie de reacciones químicas que indican los procesos de oxidación que se producen y generan ese drenaje ácido, y que se dan en unas circunstancias concretas que comienzan cuando los sulfuros metálicos se exponen al oxígeno del aire:



La reacción anterior o de iniciación produce condiciones ácidas. Cuando el pH > 4,5 se oxida espontáneamente en el aire el ión ferroso (Fe^{2+}) que se había generado, pasando a ión férrico (Fe^{3+}), de manera que puede formarse hidróxido férrico $Fe(OH)_3$ que puede precipitar a pH > 3:

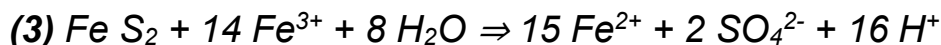


El hidróxido férrico que se forma es realmente una mezcla de óxidos férricos hidratados siendo la base para la formación de minerales oxidados e hidratados de hierro, como la goethita o la jarosita. En cuanto a ello, se ha demostrado de manera reciente usando medios sintéticos que usan el $FeSO_4$ como fuente de hierro (II) que el principal mineral precipitado por la actividad de *Acidithiobacillus Ferrooxidans* es la *jarosita* bien cristalizada (Gang *et al.*, 2017).

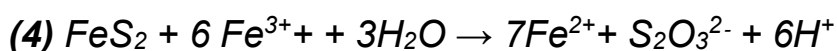
En las riberas de los ríos ácidos que estudiamos, se producirá la precipitación por evaporación de una gran variedad de minerales ricos en sulfato así como hierro, dando lugar a típicos colores amarillo-anaranjados-rojizos de las sales, lo cual tuvo una gran importancia para obtención de acije, aceche o caparrosa como se tratará en el apartado siguiente (sulfatos metálicos resultantes que se utilizaban en la industria textil como colorantes), siendo esta actividad iniciada en el califato y continuando hasta el siglo XVII (Olías y Nieto, 2012).

Las aguas, cuando se vuelven ácidas, hacen que el ión ferroso formado se vuelva más estable en presencia de oxígeno. El hidróxido de hierro también se hace más soluble a bajo pH, y la concentración del ión férrico aumenta al aumentar la acidez, por lo cual el papel de este como agente oxidante llega a ser más importante que el del O_2 . Si el pH < 3, el ión férrico oxida a la pirita más rápidamente de lo que el oxígeno lo hace con el ión ferroso (Córdoba, 2022).

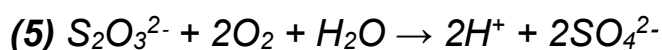
El resultado será que la pirita reducirá todo el férrico y la reacción se detendrá, representando por lo tanto la oxidación de ferroso a férrico el factor limitante en la producción del AMD:



Estas reacciones son extremadamente lentas en la naturaleza. Sin embargo, las bacterias acidófilas como las que nombrábamos al principio tienen la capacidad de catalizar la reacción de oxidación en un proceso en el cual se produce energía, dándose lugar a que la velocidad de oxidación del ión ferroso por ellas sea casi un millón de veces mayor que la oxidación de la pirita en condiciones de ausencia de bacterias. El ión férrico que se forma en estas condiciones, al ser soluble, puede reaccionar de manera más sencilla con la pirita. Es por ello por lo que hablamos de un incremento progresivo de la velocidad de oxidación de la pirita en presencia de bacterias, llamado *ciclo de propagación* (Pearce *et al.*, 2016). Además, la oxidación bacteriana de la pirita (FeS_2) genera tiosulfato ($\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$):



El tiosulfato o azufre elemental puede ser oxidado por bacterias como *Acidithiobacillus ferrooxidans* o *Tiobacillus thiooxidans*, generándose ácido sulfúrico, es decir, la exposición de las piritas a la atmósfera estando en contacto con el oxígeno y el agua, hace que se produzca una extrema acidificación en las aguas de drenaje de las minas, que son a su vez el medio de transporte de iones férricos y otros metales como Cu, Zn, Mn, etc. los cuales son solubles a pH ácidos (Rohwerder *et al.*, 2003).



Existen gran variedad de estudios que describen con detalle cómo se produce la erosión de la pirita con la oxidación del hierro y de los sulfuros. Es interesante además el hecho de que, en condiciones de acidez, el ión ferroso es una excelente oportunidad para los microorganismos acidófilos tanto para donarles electrones como para suministrarles energía, lo que los diferencia de los que viven en ambientes neutros (Mishra *et al.*, 2015).

Al verse influido por las condiciones del AMD, el ecosistema estará caracterizado por la diversidad de especies bacterianas que habiten en él cooperando metabólicamente para oxidar las formas reducidas de hierro y azufre, formando incluso los denominados biofilms. Mediante técnicas de análisis de genes y proteínas se ha comprobado la evolución de la distribución espacial y temporal de estos organismos, desde combinaciones genotípicas que explican la colonización inicial a otras propias de estados de sucesión ecológica más avanzados, y

durante esos procesos de sucesión, se forman entre ellas consorcios metabólicos que producen una actuación sinérgica estableciéndose sistemas de comunicación entre células por mecanismos quimiotáxicos (Bellenberg *et al.*, 2014). Sirva de ejemplo para valorar la importancia de los consorcios mencionados, el hecho conocido de que la actividad de los organismos oxidantes del hierro hace que se produzca hierro férrico, pero su actividad también genera la acumulación de azufre y polisulfuros en la superficie del sustrato. Dicha acumulación actuará como barrera a la difusión de oxígeno, así como iones férricos, lo cual lleva a la inhibición de la lixiviación. El papel de las bacterias oxidantes del azufre es que tienen la capacidad de oxidar esa capa formada generando además ácido sulfúrico a partir de los compuestos de azufre y polisulfuros, con lo cual se produce la bajada de pH y se elimina esa capa de pasivación (Rohwerder *et al.*, 2003).

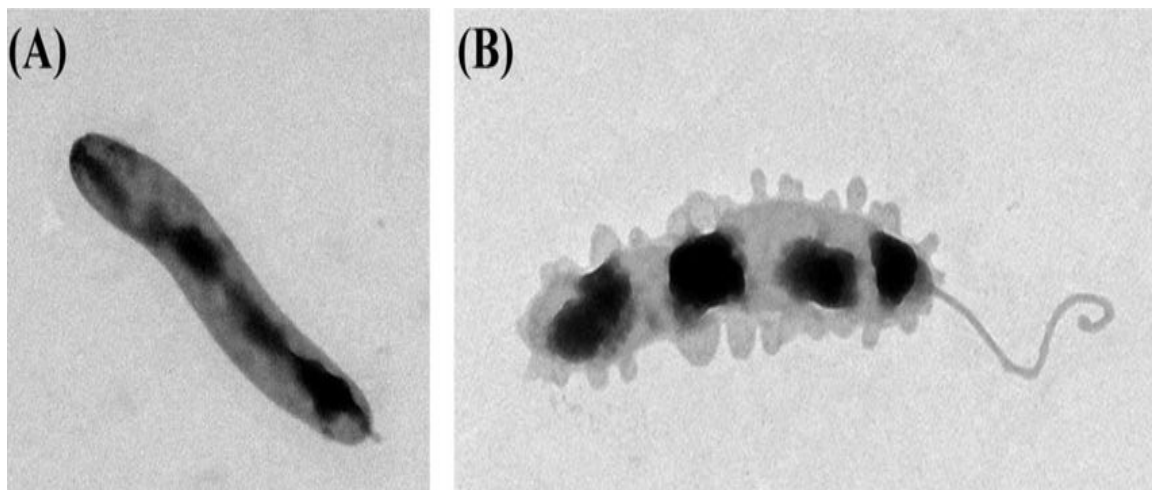


Figura 7. Imagen TEM de *Acidithiobacillus ferrooxidans*. (A) Célula individual libre de las EPS (X40.000); (B) célula individual con EPS (X50.000) (Tapia *et al.*, 2010).

La bacteria más característica de los ríos ácidos de Huelva es como ya comentamos *Acidithiobacillus ferrooxidans*, la cual se observa en la Figura 7 por microscopía electrónica de transmisión (TEM). En la imagen se observa la diferencia según la presencia o ausencia de EPS (sustancias poliméricas extracelulares) cuyo aspecto es mucilaginoso, consistiendo en macromoléculas de carbohidratos, generalmente con proteínas. Esta bacteria es la principal responsable del ARD y el AMD en los ambientes de pirita. Su capacidad de oxidación tanto de hierro como de azufre además de sus especiales características, hacen que sea la especie más utilizada en procesos de recuperación de metales de interés mediante la Biominería o Biometalurgia (OECD, 2006).

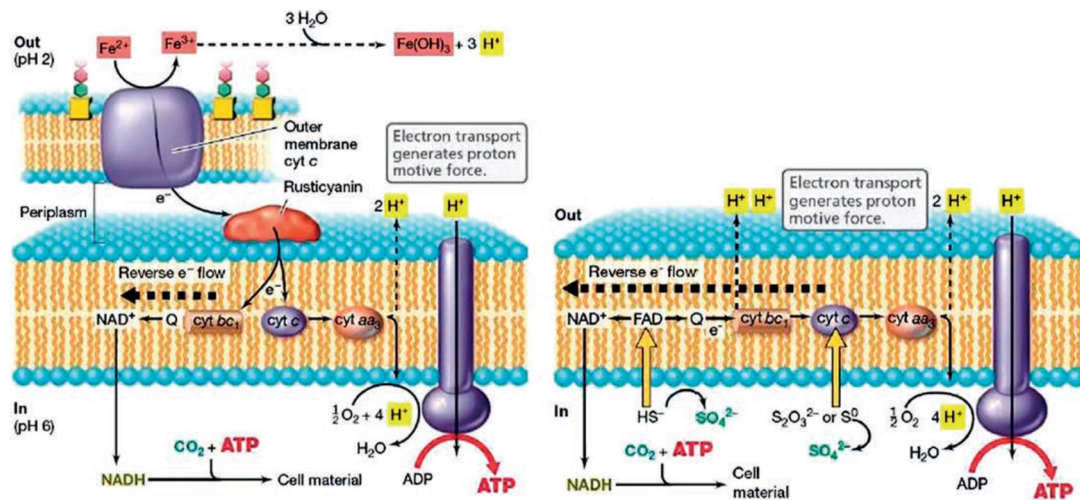


Figura 8. Mecanismos de fijación de hierro y azufre por *Acidithiobacillus ferrooxidans*. (Madigan *et al.*, 2015)

Es además una especie de carácter hiperacidófila, tolerante a la contaminación por metales pesados, con lo cual es capaz de vivir en un medio con valores de pH entre 1,5 y 2,5 y a temperaturas de entre 20 y 35°C. Además, puede ser aerobia (utilizando el oxígeno como aceptor de electrones) y anaerobia facultativa (utilizando el ión férrico como aceptor) (Kucera *et al.*, 2020). Metabólicamente hablando, se trata de una bacteria quimiolitotrofa, es decir, utiliza el hierro y el azufre como fuente de poder reductor y de energía (Figura 8) con los que puede fijar el CO₂ para generar materia orgánica. Puede ser además diazotrófica, siendo capaz de fijar el N₂ del aire (Valdés *et al.*, 2008; Esparza *et al.*, 2010).

1.6. Situación actual de la FPI: ríos Tinto y Odiel

En la época actual, la minería está obligada a cumplir con una serie de estrictos requerimientos ambientales y a contar para ello con innovadoras tecnologías que ayuden a la reducción de los posibles lixiviados ácidos y poder además tratar los que se produzcan. En la FPI como ya estudiamos, el principal problema que nos encontramos es la cantidad enorme de residuos ricos en sulfuros que existen al haber sido generados por la minería antigua de la segunda mitad del siglo XIX y los dos primeros tercios del siglo XX (Figura 9), siendo además zonas donde hoy día se siguen produciendo esos lixiviados ácidos de manera permanente (Olías, 2021).

Además, existen grandes embalses como el del Sancho, de 58 hm³ de capacidad, que almacenan aguas ácidas y no pueden ser utilizadas para ningún fin sin un tratamiento complejo y costoso que debiera realizarse para corregir la devastada calidad de esas aguas acidificadas.

Esta contaminación histórica también compromete la calidad del agua del futuro embalse de Alcolea, de 246 hm³ de capacidad, el cual se está construyendo en la cuenca del río Odiel.

Aunque en la actualidad las obras están paralizadas, existe una fuerte presión de los regantes para que se retomen, ya que de ello dependerá la disponibilidad de muchos metros cúbicos de agua actualmente inutilizadas para los usos que podría ser aprovechada como el agrícola.

Aparte de lo utilitario, debemos mejorar las condiciones ambientales para tener ríos con plenitud de vida y salud, a lo que por otra parte estamos obligados por la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea actualizada además recientemente.

El agravante que existe con la situación de la producción de lixiviados ácidos de las minas de sulfuros abandonadas es que puede perdurar cientos e incluso miles de años, con lo cual se han tenido que desarrollar sistemas de tratamiento pasivos en los cuales profundizaremos en próximos capítulos del trabajo, como por ejemplo los denominados DAS (Sustrato Alcalino Disperso, por sus siglas en inglés), que no necesitan energía eléctrica y pueden funcionar sin apenas mantenimiento durante varios años, además de requerir un menor coste económico que los sistemas de tratamiento activos como podremos comprobar. Tenemos a nivel local el ejemplo de Mina Concepción, en la cual ya se ha construido una planta a escala real gracias al proyecto LIFE ETAD, lo que ha supuesto un importante primer paso para la recuperación de la zona y se espera sea solo el comienzo (Olías, 2021). Lo estudiaremos en profundidad.



Figura 9. Evolución de la producción de piritas en España siglos XIX y XX.

(Carreras y Tafunel, 2005)

La situación actual en los ríos Tinto y Odiel, en los últimos años y en referencia al AMD, es tal que se reciben continuamente elevados lixiviados de carácter muy contaminante en su zona de cabecera, coincidiendo con el Distrito Minero de Riotinto y la Peña de Hierro en gran parte. El paisaje existente sin vegetación en la zona citada es sobrecogedor, con la presencia de escombreras de gran tamaño de coloración rojiza, además de grandes cortas como las de Atalaya y Cerro Colorado, así como la presencia de instalaciones industriales muy antiguas, etc. lo que genera un impacto visual muy negativo de la zona.

Los valores de pH del río Tinto, una vez abandonada la zona minera, se mantienen constantes, aunque los niveles de contaminantes van disminuyendo conforme se avanza aguas abajo, debido a que el hierro se va retirando y precipitando, así como otros elementos tóxicos como en especial el arsénico.

La disminución de la contaminación se produce también por la dilución que se produce de los contaminantes al mezclarse con otras aguas de ríos y arroyos que no están contaminadas, los cuales van añadiéndose al curso principal del Tinto en su tramo medio y bajo. Se deduce entonces que el foco contaminante es uno solo, en la parte alta, pero la intensidad es de tal valor que el río no se recupera en todo su recorrido. Sin embargo, en el Odiel, se observan mejores condiciones en su tramo alto, hasta que se ve afectado según vimos en la Figura 4 por el primer vertido importante (Minas Concepción y Mina Poderosa), aunque como sabemos son múltiples los focos mineros de los cuales recibe este río diversos lixiviados ácidos, siendo unos de mayor y otros de menor entidad. Las tres subcuencas se ven afectadas de manera por igual (Oraque, Meca y Odiel), teniendo que, de los aproximadamente 1149 Km de cursos fluviales, unos 427 Km están contaminados, en concreto el 37% (Sarmiento, 2007).

Las subcuencas del Oraque y del Meca se ven principalmente contaminadas por la Mina de San Telmo, en su parte más al norte y por la Mina de Tharsis en su parte más al sur, siendo los principales vertidos que contaminan el curso principal del río Odiel de procedencia de lixiviados del Distrito Minero de Riotinto, llegando a él a través del arroyo Agrio o Tintillo (Sarmiento *et al.*, 2009). En cuanto a la procedencia de la contaminación de la cuenca completa del Odiel, se ha calculado que en torno al 50% corresponde a las minas de Riotinto (Galván, 2011), causando degradación igualmente a otros efluentes otras minas como La Torerera, Cueva de la Mora, Sotiel, La Zarza o Tinto Santa Rosa.

A la altura de Niebla, antes de la desembocadura en la ría de Huelva, se observa como el río Tinto presenta todavía un elevado nivel de contaminación con valores de pH aún inferiores a 3 durante la mayor parte del año, y con elevadas concentraciones de sulfatos y metales disueltos (1451 mg/L de sulfatos, 157 mg/L de Fe, 77 mg/L de Al, etc.) (Galván, 2011).

Una vez pasa por Gibraleón, el grado de contaminación mostrado en el río Odiel es menor, observándose oscilaciones de pH entre 3,3 y 3,8 durante casi todo el año, siendo la concentración media de los elementos más tóxicos algo más baja (712 mg/L de sulfatos, 37 mg/L de Al, 7,5 mg/L de Fe, etc.).

La existencia de tan altas concentraciones principalmente de sulfatos, Fe y Al en los dos ríos en estudio, hace que la acidez potencial de estos aportes sea elevada y de esta manera se agrava el impacto en las aguas de la ría de Huelva (Cánovas, 2008).

Todos los datos indicados con anterioridad hacen referencia a valores medios, aunque la calidad del agua variará dependiendo de la estación del año, ya que en verano la oxidación de los sulfuros es más elevada debido al aumento de la temperatura, alcanzando de este modo concentraciones muy elevadas los

lixiviados generados en las zonas mineras. Además, en este periodo seco la principal aportación de agua a los ríos será la de dichos vertidos, son épocas sin lluvias, luego no habrá más aportes que los contaminantes. A ello se une la evaporación tan intensa que se produce durante la época de verano por las altas temperaturas, lo cual provoca una sobresaturación de sales sulfatadas diversas como se observan en la Figura 10 con imágenes de “caparrosa” (sulfato precipitado de cobre, hierro o zinc) la cual realiza su precipitación sobre el cauce de los ríos afectados por AMD y en las zonas mineras.



Figura 10. Sales sulfatadas evaporíticas que se forman durante el verano y almacenan temporalmente acidez, hierro y metales tóxicos.

“Caparrosa”: sales recogidas al menos desde el siglo XVI en la zona de Riotinto para fabricar tintes y otros compuestos. (Sarmiento, A.M., 2007)

Las sales antes mencionadas se vuelven a diluir cuando se producen las primeras lluvias del año en otoño, y debido a ello se vuelve a producir la liberación de acidez, sulfatos y metales que contenían, con lo cual será en ese momento cuando se podrán registrar de nuevo en el agua los niveles más altos de contaminación en el año.

En el momento en que se producen los mayores caudales de los ríos a finales del otoño o principios del invierno, se producirá la eliminación de esas sales por dilución y será entonces cuando se puedan ver los valores de pH en aumento, así como los valores de concentración de sulfatos y metales tóxicos mínimos.

Es en la época de primavera cuando aumentan de nuevo los niveles de contaminantes, lo cual nos demuestra que existe un ciclo cerrado de variación de la calidad del agua de manera anual. Al producirse crecidas de los ríos, aunque puedan llegar a disminuir las concentraciones disueltas de gran cantidad de los elementos, la carga de contaminantes se verá de todos modos incrementada, debido al aumento de caudal que se genera con esas crecidas (Cánovas *et al.*, 2008).

Ambos ríos transportan en resumen enormes cantidades de contaminantes hasta la ría de Huelva, en concreto valores aproximados a 7100 Mt/año de Fe, 5050 Mt/año de Al, etc. (Olías *et al.*, 2010), siendo el Odiel la principal fuente de metales y de sulfatos, suponiendo un aporte de Mn y Ni del 80%, de sulfatos del 70-80% e igualmente de aluminio, cadmio, cobalto, cobre, plomo y cromo, mientras que el Tinto sólo supera al Odiel en la carga tóxica de plomo, y sobre todo en hierro con el 69% del total, siendo igualmente importantes sus cantidades transportadas de los elementos químicos nombrados anteriormente para el Odiel en cuanto a su impacto ambiental en la ría de Huelva y el Golfo de Cádiz (Cánovas, *et al.*, 2008).

En resumen, debemos de recordar entonces que la situación actual de ambos ríos, como principales afectados por la contaminación derivada de la presencia de la FPI, se debe fundamentalmente a la minería desde la segunda mitad del siglo XIX hasta los años 70 del siglo XX.

Los ríos se degradan principalmente en la segunda mitad del siglo XIX, hablando por lo tanto de una contaminación muy antigua de hace prácticamente siglo y medio, debido a lo cual se ha producido una naturalización del proceso, se entiende como algo normal y se asume que el estado natural de los ríos es el actual, es decir, la no necesidad de recuperarlos a través de la implantación de medidas. Por ello, no se decide hasta hace relativamente poco tiempo el empezar a adoptar medidas que puedan evitar los vertidos que se ocasionaron en la época de explotación y clausura de las minas. Hasta los años 90 no se empiezan a realizar estudios que pudieran ayudar a recuperar los ríos, pero una amplia zona del río Tinto se declara paisaje protegido por sus particulares características (Decreto 558/2004, de 14 de diciembre. Junta de Andalucía) y además por los estudios de las peculiaridades de la existencia de bacterias acidófilas en la zona que hacen que se considere como un ecosistema de carácter único y que por lo tanto su conservación deba ser de obligado cumplimiento. Por todo ello, parece que existe una contradicción entre dichas particularidades de la zona y la necesidad de recuperar ese entorno.

De todos modos, es importante indicar que, aunque los ecosistemas a los que nos referimos datan de hace millones de años de antigüedad, no eran precisamente las condiciones actuales las que presentaban por entonces. Se podría perfectamente dejar algunas zonas en el tramo superior del río Tinto manteniendo las condiciones de hoy día, las cuales ni mucho menos son naturales, y de ese modo poder preservar dichos ecosistemas de un carácter inigualable, a la vez que poder realizar actividades de restauración que permitan la reducción de la gran cantidad de elementos tóxicos que están produciendo tan importantes impactos tanto en estos ríos como en el estuario de la ría de Huelva.

La magnitud del problema es tan importante en algunas de las zonas indicadas, que parece más bien imposible de cumplir el evitar las ingentes cantidades de vertidos que estos ríos reciben, lo cual supondría además una elevada inversión económica. De ahí la necesidad de realizar investigaciones que

permitan la inversión en tratamientos pasivos de bajo impacto económico, lo cual pueda permitir recuperar medioambientalmente la zona, como algunas ya realizadas en la cuenca del río Odiel (Caraballo *et al.*, 2011) las cuales estudiaremos en profundidad en siguientes apartados.

La aplicación de la actualizada Directiva Marco del Agua, que obliga a conseguir un buen estado ecológico de todos los ecosistemas acuáticos, puede suponer un fuerte impulso a las labores de restauración que se pretenden.

En consecuencia, debido al elevado aumento de los precios del cobre en los distintos mercados a nivel internacional, se ha iniciado en los últimos años un resurgir de la minería de la zona de la FPI, lo cual es por supuesto compatible con una minería moderna que permita la conservación y el mantenimiento del medioambiente.

La generación de aguas ácidas se puede prevenir con ciertas tecnologías que la minimizan, además de con plantas de tratamiento activo que neutralizan los lixiviados que son imposibles de evitar durante la explotación. Además, se pueden establecer medidas a largo plazo que sirvan para una vez que cese la actividad minera. Hay un especial interés en la reapertura de antiguas explotaciones, una buena oportunidad que debería ser aprovechada por los organismos competentes, en el sentido de poder exigir a estas compañías mineras el invertir parte de sus beneficios generados en recuperar o remediar el mantenimiento de los pasivos ambientales históricos de esas minas.

A lo largo del presente trabajo trataremos de conocer experiencias diversas de recuperación de espacios mineros contaminados por aguas ácidas, a nivel global, en distintas zonas del mundo afectadas por el mismo problema y que, desafortunadamente para nuestro entorno, vivimos muy de cerca por la existencia de la ya mencionada FPI y sobre todo por la acción antrópica a la que se ha visto sometida desde hace siglos por la minería. Así mismo, veremos casos concretos a nivel local en los ríos Tinto y Odiel.

CAPÍTULO 2. OBJETIVOS

Los objetivos de este trabajo los dividimos en generales y específicos:

2.1. Objetivos Generales

El objetivo general principal será la recopilación y análisis exhaustivo de información ya existente sobre el Drenaje Ácido de Mina (AMD), la Faja Pirítica Ibérica (FPI) y las diversas experiencias existentes a nivel global relacionadas con la recuperación de espacios mineros degradados por este tipo de contaminación hídrica asociada a la minería, las cuales serán comparadas y estudiadas en profundidad con el fin de conseguir una visión conjunta y reforzada que permita poder concluir indicando las mejores técnicas existentes hasta la fecha estudiadas en diferentes zonas del mundo, así como los beneficios conseguidos.

Las experiencias de recuperación de espacios mineros serán analizadas y comparadas a nivel global, tratando de extraer una serie de conclusiones generales que nos permitan valorar en conjunto los avances conseguidos en relación con la problemática ambiental existente debida a la minería y a los drenajes ácidos estudiados.

2.2. Objetivos Específicos

-Análisis de diferentes estudios, publicaciones y artículos científicos relacionados con los procesos de Drenaje Ácido de Mina (AMD) y su influencia en la Faja Pirítica Ibérica (FPI) y en otras zonas mineras del mundo, para conocer la problemática tanto a nivel local como global.

-Estudio de los diferentes tipos de tratamiento y opciones técnicamente más avanzadas de las que se dispone para conseguir la remediación del problema del AMD.

-Conocimiento de las diferentes alternativas existentes de recuperación de espacios mineros degradados y los tipos de usos aplicables tras la rehabilitación de la zona, así como la manera de planificarlo.

-Recopilación de información bibliográfica existente sobre las diferentes experiencias de recuperación de espacios mineros, a nivel global y local, que nos permitan extraer conclusiones beneficiosas para la consecución de la recuperación de dichos lugares tanto de nuestra zona como del resto del mundo.

-Comparativa general de las diferentes experiencias estudiadas y análisis concreto de la zona afectada por la FPI, tanto en Huelva como en Portugal.

CAPÍTULO 3. MATERIALES Y MÉTODOS

Los objetivos de nuestro trabajo son tomados como base en la búsqueda de información relacionada. Teniendo en cuenta la cantidad de publicaciones científicas que han crecido de tan notable manera en los últimos años en prácticamente cualquier disciplina, no siendo menos el estudio de la afección de las aguas por efectos de la acción de la minería, y dado que la evidencia científica no es fruto del resultado de un esfuerzo de investigación aislado sino de la unión y la replicación de resultados de distintos estudios, surge la necesidad de realizar revisiones críticas integradoras de la información que existe, no solo de los aspectos que hemos analizado en el capítulo primero de nuestro estudio relacionados con la FPI y el AMD, sino sobre todo de las diferentes experiencias de recuperación de espacios mineros sobre las que se ha investigado y estudiado en diferentes lugares del mundo. Es frecuente encontrar estudios con objetivos similares que presentan resultados poco homogéneos o incluso contradictorios. El análisis individualizado de cada uno de estos estudios que encontramos y la síntesis de sus resultados, pueden ser de gran utilidad no sólo en el marco del conocimiento científico sino también en el de la aplicación de ellos sobre el terreno (Urrutia y Bonfill, 2010).

Es por ello por lo que la clave de nuestra metodología se basa en el método **PRISMA** o la recopilación de diferentes publicaciones, revisiones y metaanálisis sobre un tema científico a estudiar. La revisión de literatura científica es una estrategia de recopilación de información que surge ante la necesidad de conocer de manera sintética resultados diversos de investigaciones variadas sobre temas comunes. Se desarrollan las *revisiones narrativas* como principal proceso para tal fin, sin embargo, presentan dificultades, pues la confianza en este método radica en la experiencia del investigador, y en la capacidad subjetiva del mismo. Ante las tendencias erróneas que se presentan, como la carencia de un método de selección de artículos estandarizada, o la falta de un procedimiento claro y reproducible de identificación, selección y filtración de los artículos según la calidad de los mismos, surgen las *revisiones sistemáticas*, las cuales inciden en los pasos requeridos para hacer reproducible el proceso investigativo, bajo los principios del método científico (Pai *et al.* 2004; Manterola y Zavando, 2009; Sacks *et al.* 1987; Urrutia y Bonfill, 2010).

Para nuestra labor de investigación informativa, las búsquedas de literatura científica se realizaron en las bases de datos electrónicas siguientes a partir de la VPN (Virtual Private Network) o red virtual privada facilitada por los servidores de la Universidad de Huelva (UHU): *Scopus*, *Science Direct* y *Google Scholar*. Las palabras clave entre otras fueron *Iberian Pyrite belt*, *acid mine drainage*, *mine restoration*, *mine (land) reclamation*, *mine pollution* y *mine waste*.

La información recopilada de diversas fuentes se ha analizado y posteriormente ordenado en función del índice elaborado que nos lleva a la construcción de un estudio en profundidad de cómo ha afectado en los últimos años a la FPI el conocido como AMD, intentado por último investigar qué soluciones se han llevado a cabo o se pretenden llevar, en base a investigaciones variadas de gran diversidad de científicos e investigadores de la materia. La selección de los artículos a utilizar fue sometida a una serie de criterios que se detallan en la Tabla 4.

CRITERIOS DE EXCLUSIÓN	CRITERIOS DE INCLUSIÓN
Estudios con idioma diferente al inglés o español, como francés o portugués o no descargables.	Artículos originales publicados en español o inglés, disponibles a texto completo y descargables.
Artículos no relacionados con el objetivo de la revisión.	Unidad de estudio: recuperación de espacios mineros.
Artículos excesivamente antiguos o no relacionados con la temática	Artículos publicados en los últimos años.
Editoriales, opiniones de expertos, artículos de opinión, capítulos de	Artículos originales publicados en revisiones, investigaciones o artículos.

Tabla 4. Criterios de selección de artículos científicos con Metodología PRISMA (Urrutia y Bonfill, 2010).

En este sentido, se introduce el término metaanálisis por primera vez en 1976 dentro del campo de las ciencias de la educación (Glass, 1976), para designar “todo análisis estadístico de una gran colección de resultados de la literatura individual, con el propósito de integrar los resultados”. Puesto que el método utiliza usualmente como “datos” los estadísticos a modo de resumen y derivados de informes publicados de estudios individuales, será por lo tanto un análisis de un análisis lo que hagamos, es decir, un metaanálisis.

Los metaanálisis deben considerarse como verdaderos proyectos de investigación en los que las unidades de observación son los estudios originales y que requieren una adecuada planificación, una considerable dedicación de recursos, y la elaboración de un protocolo en el que se pueda ver con detalle cada una de las etapas del proceso (Figura 11), las cuales describimos a continuación (Urrutia y Bonfill, 2010):

- a) Establecimiento del problema y la hipótesis que se desea valorar: en nuestro caso está claramente definido el problema de la contaminación de aguas debido a la acción del AMD, y la búsqueda de soluciones.
- b) Cuantificación de los efectos: las opciones posibles de respuestas que podremos proporcionar serán binarias (es decir, dos opciones definitivas en el estudio) o continuas (como nuestro caso, en el que no se podrá diferenciar espacios mineros en dos estados únicos de conservación o contaminación, sino que nos encontraremos con gran diversidad de estados según las diferentes zonas afectadas y su recuperación).
- c) Búsqueda de la información: tratando de extraerla referente a las características de los estudios, su calidad metodológica o sus resultados obtenidos. Serán tres diferentes variables a las que prestaremos atención según necesitemos en cada momento.
- d) Localización de los estudios de investigación: haremos suficiente hincapié, tal y como comentamos en la Tabla 4, a aspectos como las fuentes de información, su carácter formal o informal, si son fuentes primarias o secundarias y por último el acceso a bases de datos bibliográficas como las nombradas: Scopus, Science Direct o Google Scholar.
- e) Criterios de inclusión o exclusión de estudios: debemos establecer cuáles son los requisitos que se van a exigir a un estudio para consentir su inclusión, los cuales ya hemos definido en la Tabla 4.
- f) Evaluación de la calidad de los estudios incluidos: este paso puede complicarse tanto como se quiera, pero como criterios fundamentales para evaluar la calidad de los estudios incluidos nos fijaremos como mínimo en el diseño del estudio, la posibilidad de combinar los distintos trabajos seleccionados y, sobre todo, que los análisis estadísticos de cada estudio se hayan realizado de manera correcta.
- g) Análisis de la heterogeneidad: el cual consistirá en valorar hasta qué punto los resultados que provienen de diferentes estudios pueden ser resumidos en una única medida, es decir, cuanto en común tienen estudios sobre la misma temática con los datos recogidos y aplicados en dichos estudios diversos.

- h) Combinación de resultados: existen diversas técnicas estadísticas para la combinación y presentación de resultados en un metaanálisis. La elección del método depende fundamentalmente del tipo de medida de resultado o efecto utilizada y de la valoración del grado de heterogeneidad de los resultados de los estudios. En nuestro caso, más que estadística, la visión será de alternativas de recuperación ejecutadas en cada lugar.

- i) Identificación del sesgo de publicación: calculando por ejemplo entonces el número de estudios negativos realizados y no publicados que debería haber para sesgar o modificar el sentido de una eventual conclusión positiva obtenida. Si ese número es muy elevado, se considera que la probabilidad de que el sesgo de publicación haya modificado los resultados es baja. Hemos desechado directamente los artículos no útiles para nosotros.

- j) Análisis de sensibilidad: en esta etapa se pretende estudiar la influencia de cada uno de los estudios en la estimación global del efecto, y por lo tanto la estabilidad de la medida comparativa final obtenida en el metaanálisis. En definitiva, consiste en repetirlo tantas veces como estudios seleccionados para confirmar su dirección definitiva tomada.

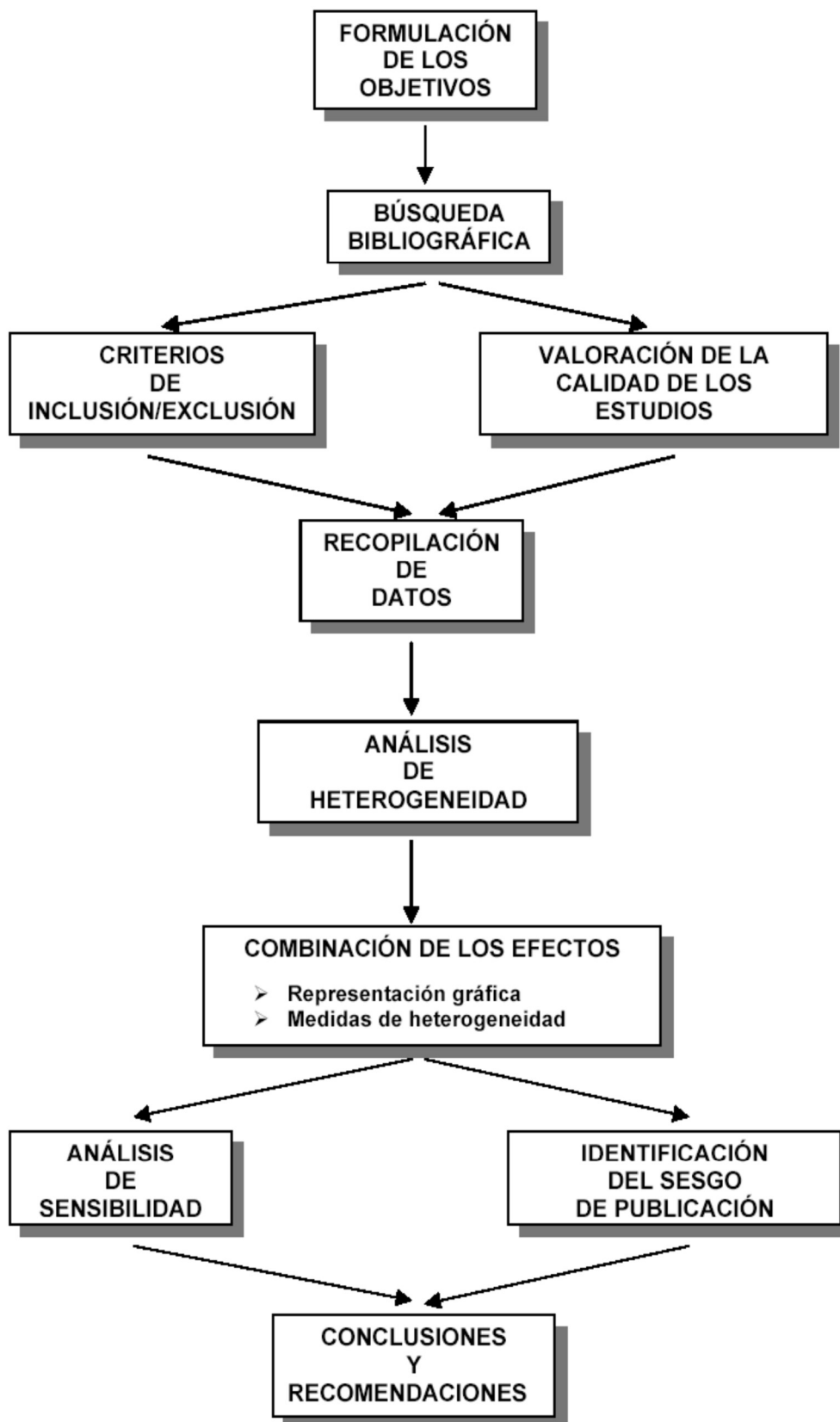


Figura 11. Esquema etapas de un metaanálisis usual. (Urrutia y Bonfill, 2010).

CAPÍTULO 4. EXPERIENCIA GLOBAL RECUPERACIÓN

Son muchos los países afectados por la presencia de industrias mineras ya sea en la actualidad o por haber tenido presencia histórica de ellas y que por lo tanto sufren problemas de contaminación causados por el AMD.

La situación ideal para poder realizar una labor preventiva en la formación de este drenaje es hacerlo preferiblemente desde su fuente de origen, pero esta opción no es factible en muchas localizaciones y en muchos casos es necesario recoger esas aguas para poder tratarlas y descargarlas de nuevo al medio ya mejoradas en cuanto a su calidad. Las opciones de las que se dispone son variadas para conseguir la remediación de este problema, y pueden ser divididas en las que usan métodos “in situ” (preventivos, se trata de no generar AMD) o “ex situ” (de remediación, se trata de solucionar el AMD creado). En estos últimos métodos existen *mecanismos físicos, químicos o biológicos* para poder conseguir la neutralización de ese drenaje y de ese modo poder eliminar los contaminantes y metales en disolución (Tabla 5). En esos métodos podemos encontrar a su vez dos tipos de sistemas que se clasifican como *activos* (aquellos que requieren de continuos aportes de recursos de manera que pueda proseguir el proceso) o *pasivos* (aquellos que no requieren prácticamente aporte de muchos recursos una vez entren en funcionamiento), aunque normalmente hacen más referencia a los métodos químicos.

Las técnicas que pueden utilizarse para reducir el riesgo potencial de las minas abandonadas son por lo tanto variadas, y su elección dependerá de varios factores como el nivel y la naturaleza de la contaminación, el tipo de suelo, las características del lugar contaminado, la disponibilidad del contaminante y la existencia de normativas relevantes (Lee *et al.*, 2017). El enfoque que puede darse a la remediación puede ser:

-contención y aislamiento de los materiales, suelos y residuos contaminados, que en adelante se clasificarán como técnicas constructivas, pero que algunos autores consideran en el grupo de los tratamientos físicos.

-inmovilización y estabilización de los contaminantes en el material contaminado.

-extracción y eliminación de los contaminantes del suelo.

Las opciones serán específicas del lugar, ya que no existe un procedimiento estándar y a menudo además es necesario combinar estrategias. Las técnicas de remediación de lugares contaminados que se dirigen específicamente a los contaminantes (tratamientos en sentido estricto) pueden realizarse in situ o ex situ como explicábamos, y podrán clasificarse a su vez en función del proceso utilizado en el tratamiento, concretamente como **físicas** (lavado del suelo, electrocinético, etc.), **químicas** (adición de enmiendas), o

biológicas (utilizando plantas y microorganismos, para degradar, inmovilizar o extraer el contaminante) (Khalid, 2017) (Tabla 5). Los emplazamientos mineros abandonados son particularmente difíciles de remediar debido a la gran extensión de las áreas contaminadas, con una distribución muy heterogénea de múltiples metales, los cuales pueden alcanzar concentraciones muy elevadas en algunas zonas concretas. En consecuencia, las tecnologías físicas convencionales que podrían ser apropiadas para los suelos contaminados con elementos traza potencialmente contaminantes como la estabilización o solidificación (utilizando aglutinantes a base de cemento o materiales de desecho, como mezclas de cal y escoria), el lavado de suelos o las tecnologías electrocinéticas, son inadecuadas debido a sus altos costes de implementación y mantenimiento, lo que las hace poco prácticas y económicamente inviables. De hecho, los métodos de remediación física mencionados solo pueden aplicarse a pequeñas áreas del suelo.

TIPO TRATAMIENTO AMD	Ventajas	Inconvenientes
<i>In situ</i>	Prevención de la contaminación.	No es útil una vez generado el AMD.
<i>Ex situ</i>	Remediación del problema de AMD una vez generado.	Requiere infraestructura e inversión.
<i>Activos</i>	Se aporta recursos al sistema, solución continua.	Se debe realizar una inversión económica alta
<i>Pasivos</i>	No requiere un aporte continuo de recursos. Bajo coste económico.	Control de su funcionamiento para comprobar su efectividad.
<i>Físicos</i>	Lavado del suelo, electrocinético.	Requiere recursos físicos y su coste. Pequeñas áreas.
<i>Químicos</i>	Adición de enmiendas, soluciona el problema de pH y el AMD.	Requiere de recursos químicos y su coste. Posible contaminación.
<i>Biológicos</i>	Uso de plantas y microorganismos que retienen metales.	Conocimiento de las especies adecuadas para que sea efectivo.

Tabla 5. Tipos de tratamiento de AMD (Lee et al., 2017)

Por otro lado, los métodos de remediación química (como adición de quelatos, ácidos-álcalis o agentes de oxirreducción) no son respetuosos con el medio ambiente porque normalmente liberan más residuos al liberar sustancias químicas adicionales al medio, lo cual conlleva problemas medioambientales como riesgo de contaminación de las aguas subterráneas con los reactivos utilizados. En definitiva, será la excavación, el almacenamiento y el tapado (técnicas constructivas) la solución elegida para la rehabilitación del emplazamiento de la mina, porque son más fáciles de aplicar, no dependen de las características y concentración de los contaminantes o de las propiedades del suelo, y se aumenta el éxito potencial de la intervención disminuyendo el tiempo necesario que requieren los trabajos de rehabilitación completos, todo ello en colaboración de las ventajas que suponen los métodos biológicos.

En este apartado, vamos a tratar de describir los sistemas abióticos más actuales, así como las estrategias de biorremediación de las que se dispone y están en uso para poder combatir el efecto del drenaje ácido en la multitud de países que se ven hoy día afectados, analizando cada tipo y estudiando sus debilidades y fortalezas. Intentaremos también describir lo más detalladamente posible aquellas tecnologías emergentes analizando los factores que influyen en la selección definitiva de un método u otro, y cómo esos criterios pueden cambiar en el futuro (Barrie y Hallberg, 2004). Además, realizaremos un repaso de diferentes actuaciones y experiencias de recuperación de espacios mineros realizadas en distintos lugares del mundo, de manera global, y más concretamente, a nivel local en nuestra FPI, en las zonas de Portugal y España.

4.1. Tratamientos pasivos de AMD

Una de las principales fuentes de contaminación de las aguas tanto superficiales como subterráneas en el mundo son, como bien sabemos, los drenajes de las explotaciones de minería tanto metálica como de carbón. El principal inconveniente de este tipo de contaminación es que el problema puede persistir durante décadas e incluso siglos una vez acabada la actividad de explotación, con lo cual es necesario aplicar una serie de tecnologías que se basen en los sistemas de tratamiento pasivos que hemos comentado anteriormente, los cuales son de una eficacia probada además de tener bajos costes de operación y mantenimiento en comparación con los procesos de tratamiento activos (López Pamo *et al.*, 2002).

El mecanismo principal de funcionamiento de los métodos de tratamiento pasivo está basado en los mismos procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los humedales naturales o “wetlands”, en los cuales se modifican las condiciones de Eh (potencial redox) y pH (grado de acidez) de los drenajes de mina, de tal forma que se pueda favorecer la formación de especies insolubles y la retención de cationes metálicos (López Pamo *et al.*, 2002).

Vamos a nombrar y estudiar algunas de las innovaciones tecnológicas más actuales que se han alcanzado en el tratamiento pasivo de AMD, y comprobaremos algunos resultados que se han obtenido en una serie de experiencias tanto de campo como de laboratorio a nivel mundial, conociendo así de este modo las pautas a seguir para poder realizar un dimensionamiento y elección adecuada del método idóneo en cada lugar y momento.

Los métodos más utilizados son los humedales artificiales tanto aerobios como anaerobios, los drenajes anóxicos calizos, los sistemas de producción de alcalinidad y por último las barreras reactivas permeables, muy útiles cuando el problema se manifiesta en aguas subterráneas. Todos tienen en común unos objetivos principales:

- suprimir la acidez de las aguas
- precipitar los metales pesados
- eliminar los sólidos en suspensión (cambiando las condiciones de Eh y pH del influente para favorecer la formación de especies insolubles que precipiten y retengan la carga contaminante).

De manera general, se recurre al uso de materiales alcalinos en este tipo de sistemas pasivos, para lograr de tal modo neutralizar la acidez, y además se hace uso de substratos orgánicos para crear ambientes reductores, así como el empleo de bacterias que catalicen las reacciones y aceleren los procesos que ayudan a la formación de precipitados. La configuración y el diseño del tratamiento se hace de manera que se asegure una circulación adecuada y una distribución dentro del sistema del agua que entra al mismo, de manera que se maximice el tiempo de contacto del flujo de agua contaminada con los elementos y materiales alcalinos que componen cada dispositivo de tratamiento (López Pamo *et al.*, 2002).

En cuanto a los métodos de tratamiento “activos” de aguas ácidas, los cuales son más convencionales, tienen por lo general un coste más elevado que los “pasivos”, y es por ese motivo por el que no se pueden mantener por periodos de tiempo muy prolongados una vez ya finalizada la actividad de la mina, teniendo en cuenta sobre todo que el problema de las aguas ácidas puede perdurar cientos de años (Younger *et al.*, 2002). Se han realizado investigaciones en los últimos años sobre los diversos métodos de tratamiento pasivo y efectivamente proporcionan rendimientos adecuados en la neutralización de la acidez y en la eliminación de metales pesados, todo unido a que requieren un mantenimiento mínimo y que además su bajo coste puede asumirse durante largos períodos de tiempo de hasta casi medio siglo, una vez se cierre la actividad de la instalación minera (Watzlaf, 1997).

A continuación, vamos a desarrollar los métodos pasivos más utilizados, los cuales se emplean en la práctica solos o combinados, según el tipo de drenaje ácido y de los requerimientos que pueda exigir el tratamiento. En siguientes apartados estudiaremos también un sistema de tratamiento pasivo muy avanzado (DAS, sustrato alcalino disperso) de excelentes resultados.

a) Humedales aerobios.

El objetivo en los humedales aerobios artificiales es reproducir los procesos que ocurren en humedales naturales como pantanos o marismas, consiguiendo de este modo crear un ambiente propicio para que se puedan desarrollar ciertas plantas como carrizos o juncos, así como comunidades de organismos (algas, protozoos y bacterias) o musgos, los cuales participarán en la depuración del agua a tratar (Kadlec y Knight, 1996).

Los humedales de estas características tienen una fina capa de agua que mantienen el sustrato inundado, y sobre él se desarrolla vegetación. El agua fluye muy lentamente en el humedal lo cual permite que los tiempos de retención sean los necesarios para que se dé lugar a los procesos depuradores. Gracias a que el sistema es aeróbico, se favorece el contacto entre el aire atmosférico y el agua contaminada, todo ello ayudado por las plantas acuáticas que liberan oxígeno por sus rizomas y raíces. Para ello es importante que la lámina de agua tenga un espesor que no sea superior a los 30 cm (Skousen *et al.*, 1998).

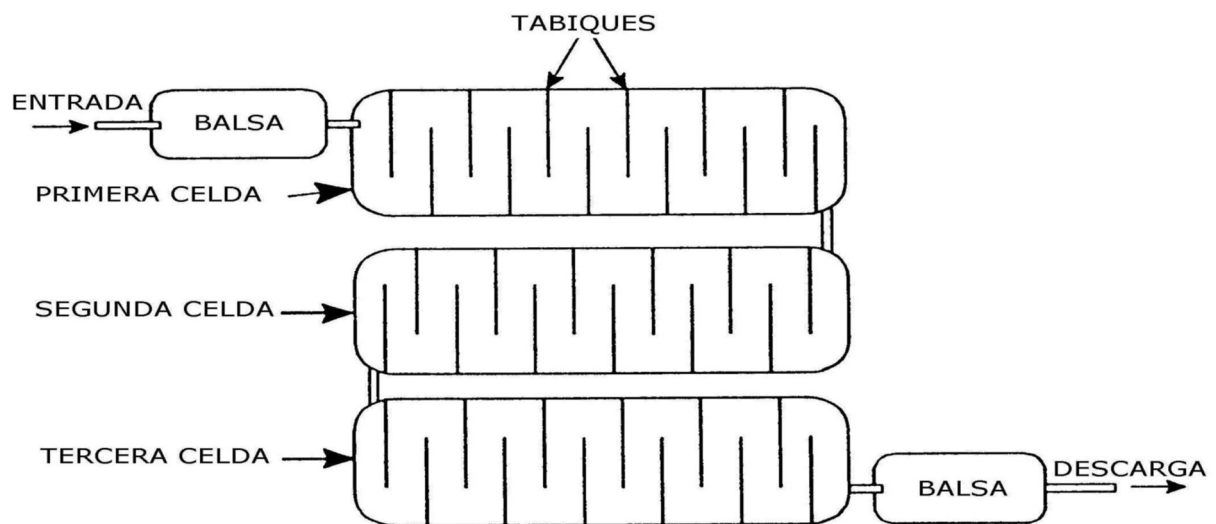


Figura 12. Disposición de las celdas en un humedal aerobio (Brix, 1993)

El humedal, al disponer de un sustrato que está oxigenado, propicia la formación de un hábitat en el que se puedan desarrollar bacterias que actúen catalizando la reacción de oxidación de los contaminantes que están en ese momento presentes en el humedal transformando en el caso del hierro el ferroso (Fe^{2+}) a férrico (Fe^{3+}), el cual finalmente precipita en forma de hidróxido.

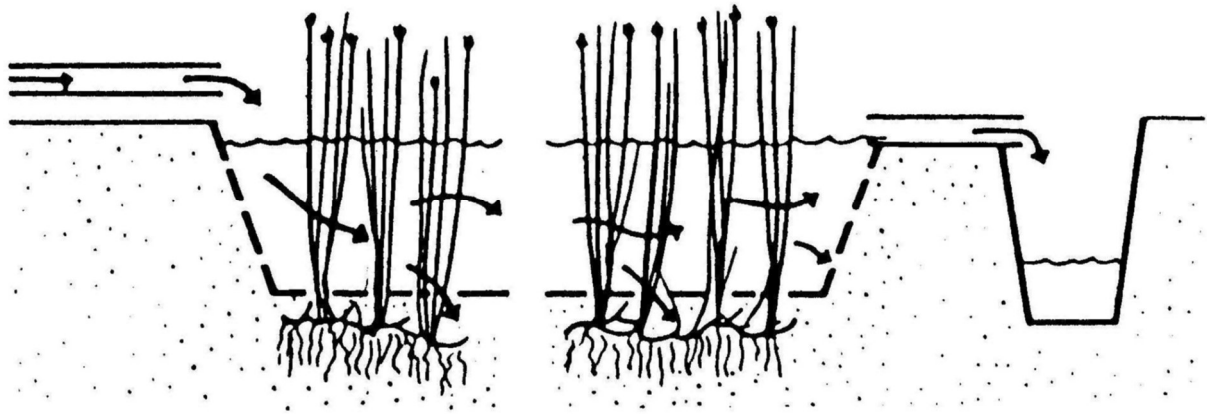


Figura 13. Circulación del agua en el interior de un humedal aerobio (USEPA, 2000)

El agua, en un sistema aerobio, circula en una o varias celdas que están conectadas y por las cuales circula el agua de manera muy lenta por gravedad, estableciéndose un flujo horizontal superficial (Figura 12).

La oxigenación del agua se puede favorecer a la vez que mejorar la eficiencia en el tratamiento y la circulación de esta en su interior (Figura 13), todo ello diseñando sistemas que tengan cascadas, lechos serpenteantes y balsas de grandes superficies con poca profundidad.

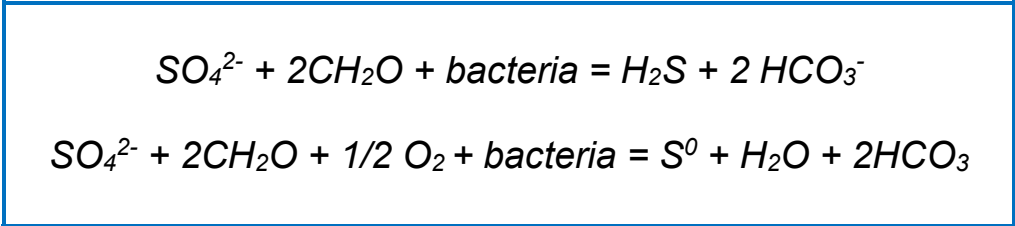
b) Humedales anaerobios o balsas orgánicas

El objetivo en este tipo de humedales, categorizados como un procedimiento de biorremediación, es favorecer condiciones anóxicas que se necesitan para que funcione de manera correcta y adecuada, siendo para ello imprescindible que no supere la lámina de agua los 30 cm, cubriendo un sustrato permeable de unos 30-60 cm, mayoritariamente formado por materia orgánica como estiércol y también pequeñas cantidades de heno, serrín, compost o turba, todo entremezclado y bien dispuesto sobre una capa caliza.

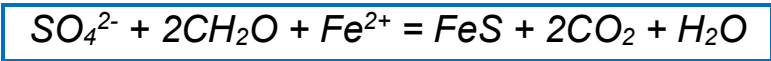
Se intenta conseguir la eliminación del oxígeno disuelto, reduciendo el Fe^{3+} a Fe^{2+} , generando así alcalinidad mediante procesos químicos o con la colaboración de microorganismos. La vegetación emergente que se desarrolla sobre este sustrato, característica de los humedales, va a ayudar a la estabilización de este, aportándole además materia orgánica adicionalmente.

Es importante además que operen en una inundación permanente, para que de ese modo pueda fluir el agua de manera horizontal a través del sustrato orgánico, en el cual se desarrollarán bacterias anaerobias sulfato-reductoras (*Desulfovibrio* y *Desulfomaculum*) las cuales son capaces de utilizar su reacción con la materia orgánica del sustrato (CH_2O) y el sulfato disuelto en el agua como fuente de energía.

La reducción química que producen estas bacterias del sulfato genera ácido sulfhídrico, o azufre elemental, y alcalinidad mediante las siguientes reacciones (donde CH₂O es la representación genérica de la materia orgánica) (Skousen *et al.*, 1998; Hedin, 1997; Walton-Day, 1999), generándose dos inconvenientes principalmente: el mal olor que genera el ácido sulfhídrico y la competencia que pueden presentar a estas bacterias las metanogénicas, generadoras de metano en estas condiciones anaeróbicas:



En el proceso de reducción bacteriana del sulfato en ambiente anóxico también se reduce la acidez mineral potencial debida al hierro y otros metales al precipitar como sulfuros:



La cinética de esta reacción de reducción del sulfato está intrínsecamente ligada a la temperatura, disminuyendo en los meses más fríos, lo que provoca un menor rendimiento del sistema en período invernal (Wieder, 1993; Gammons *et al.*, 2000). La actividad de las bacterias sulfato-reductoras (SRB) está en relación con el pH del medio, siendo máxima a pH entre 6 y 9, inhibiéndose a un pH inferior a 5, y llegando a desaparecer si entra en el sistema un caudal muy ácido, aunque se está investigando el potencial de las SRB acidófilas para eludir este problema (Dev *et al.*, 2021). No obstante, se tiene constancia de su acción sulfato-reductora en ambientes más ácidos (Gyure *et al.*, 1990; Fortin y Beveridge, 1997), debido a su capacidad de controlar el microambiente que les rodea.

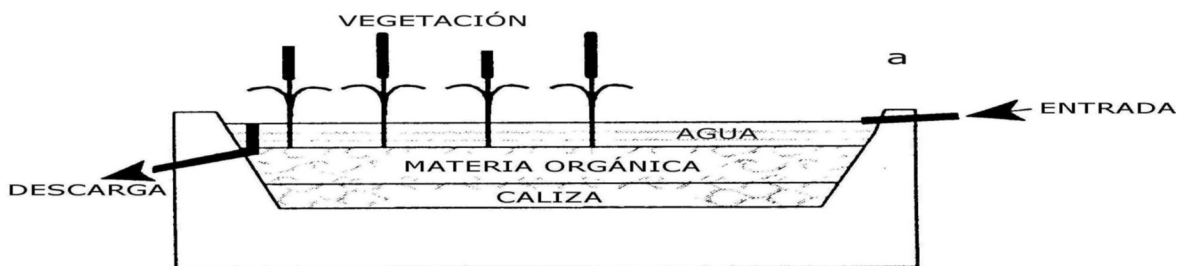


Figura 14. Humedal anaeróbico de flujo horizontal o superficial. (Brix, 1993)

La función de las bacterias, en este tipo de procesos de reducción de los sulfatos a sulfuros para que se pueda producir la precipitación del azufre contaminante, es como se demuestra fundamental en los procesos descritos de tratamiento pasivo de drenajes en humedales anaerobios o balsas orgánicas.

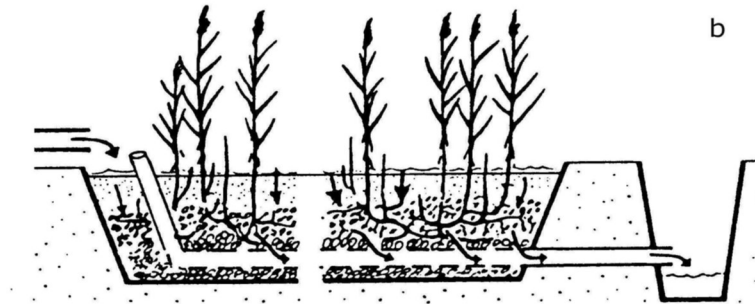


Figura 15. Humedal anaeróbico de flujo vertical o subsuperficial. (USEPA, 2000)

En función de la forma en que el agua circule en el humedal, se podrán clasificar como de flujo horizontal o superficial (Figura 14) y de flujo vertical o subsuperficial (Figura 15). En estos últimos se asegura una mayor reactividad del influente con el sustrato, al ir atravesándolo de manera más efectiva. Uno de los principales parámetros para tener en cuenta en el diseño de un humedal anaerobio, será la composición del sustrato.

Si la generación de aguas ácidas proviene de minería de interior, se puede recurrir a un tratamiento con igual fundamento que las balsas orgánicas (la acción de las bacterias sulfato-reductoras) pero cuyo emplazamiento se efectúa en el interior de la mina a través de antiguos pozos de acceso o nuevos sondeos que se lleven a cabo (Canty, 2000).

c) Drenajes anóxicos calizos (ALD, Anoxic Limestone Drains)

El ALD es un sistema pasivo de tratamiento de aguas de drenaje ácido consistente en un relleno con gravas de caliza u otro material calcáreo en una zanja, la cual es sellada a techo con una capa de tierra arcillosa además de una geomembrana impermeable (Figura 16). La profundidad a la que se instala la zanja es de entre uno y dos metros, manteniéndose de esta manera las condiciones anóxicas. El flujo de agua es forzado a circular dentro de esa estructura creada, de tal manera que se provoca la disolución de la caliza, proceso por el cual se generará cierta alcalinidad ($\text{HCO}_3^- + \text{OH}^-$) elevándose por consiguiente el pH del agua.

La disolución de esa caliza en un agua natural se verá afectada por dos factores principalmente: el grado de acidez (pH) y la presión parcial de dióxido de carbono ($p\text{CO}_2$), estando ambos factores interrelacionados de tal manera que al aumentar la $p\text{CO}_2$ se produce un descenso del pH. Además, la disolución de la caliza es mayor a pH ácidos y a altas $p\text{CO}_2$ (Evangelou, 1998).

La fuente de la que procede mayormente el CO_2 será la disolución de la caliza, y por otro lado el incremento de la $p\text{CO}_2$ se debe a la compresión del sistema creado de tratamiento pasivo. El pH ácido que presenta el drenaje de mina junto a estas elevadas presiones parciales de CO_2 favorecen la disolución de la caliza, aportando una alcalinidad al sistema por encima de lo previsible si funcionara en condiciones totalmente abiertas. Debido a las condiciones anóxicas del sistema se evita la precipitación de óxidos e hidróxidos, y de este modo el recubrimiento de la grava caliza, manteniéndose su eficacia como fuente generadora de alcalinidad sin problemas de contaminación del sistema debido a precipitados diversos.

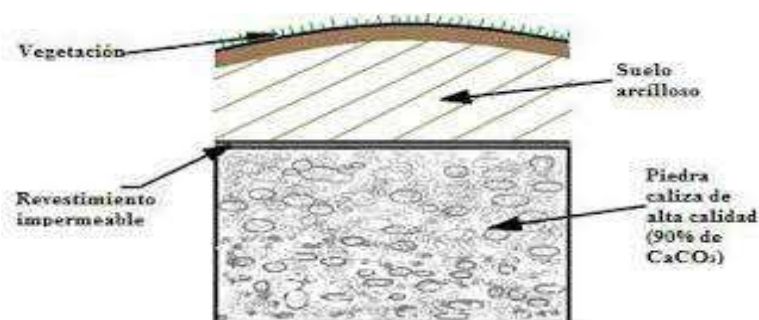


Figura 16. Esquema de Drenaje Anóxico Calizo (Bejarano y Estacio, 2019)

La finalidad principal por lo tanto de un sistema de tratamiento pasivo por ALD, será el convertir aguas con mucha acidez en aguas con alcalinidad. Normalmente, el agua ácida que se trata en estos sistemas pasa a continuación a una balsa de precipitación u otro sistema aerobio, proceso que favorecerá la oxidación, hidrólisis y precipitación de los oxihidróxidos metálicos (Brodie *et al.*, 1993; Watzlaf, 1997; Fripp *et al.*, 2000).

Se adquiere una alcalinidad en estos sistemas de tratamiento que son suficientes para contrarrestar la acidificación que se produce en la hidrólisis en esta etapa. Un ALD correctamente diseñado y construido debería ser capaz de aportar un mínimo de 150mg/l de alcalinidad, siendo frecuentes los aportes entre ese valor mínimo y los 350 mg/l (Watzlaf, 1997). Los sistemas ALD son apropiados para tratar drenajes ácidos de mina con escaso oxígeno disuelto y contenidos de Fe^{3+} y Al^{3+} inferiores a 1 mg/l (Hedin, 1997), encontrándose esas concentraciones límites sólo en aguas de minería subterránea antes de circular por la superficie. Por encima de los límites indicados, se puede inutilizar el sistema por el recubrimiento de la grava caliza y por la disminución de la porosidad del sistema, a causa de sus precipitados.

d) Sistemas sucesivos de producción de alcalinidad (SAPS, Successive Alkalinity Producing Systems)

Este sistema de tratamiento pasivo de AMD fue diseñado y desarrollado por Kepler y McCleary (1994) para solucionar el problema de la gran superficie que requieren los humedales anaerobios y la precipitación de los hidróxidos de Fe y Al en los sistemas de drenajes anóxicos calizos (ALD). Un SAPS (o humedal anaerobio de flujo vertical) se puede considerar como un sistema de tratamiento en el que se integra una balsa orgánica y un ALD. En un SAPS se buscan los objetivos de una balsa orgánica (reducir sulfato y retener metales) y un ALD (incrementar la alcalinidad).

Un SAPS va a consistir por lo tanto en un estanque en cuyo interior se depositan dos substratos, uno con material alcalino y con compuestos orgánicos, y estarán ambos sumergidos en el influente a una profundidad entre 1 y 3 m, siendo drenado por la parte inferior mediante un conjunto de tubos (Figura 17).

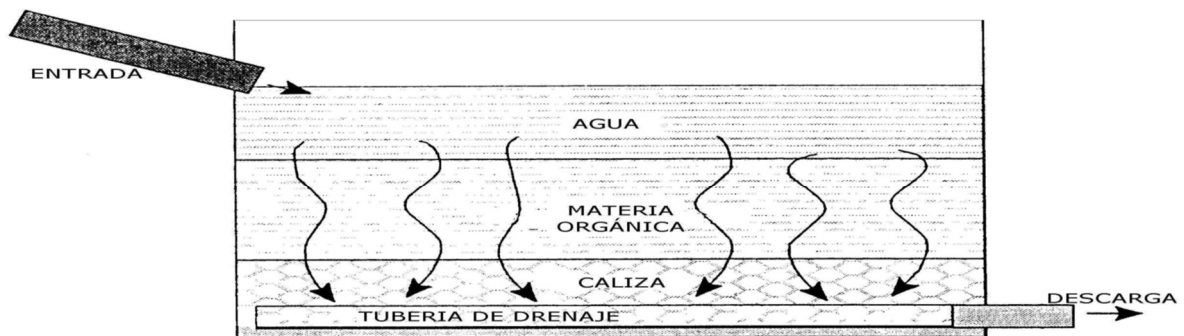


Figura 17. Esquema de disposición de los substratos y dirección del agua en un SAPS (USEPA, 2000).

El primer substrato, el más inferior, es de caliza (0,5 a 1 m de espesor) y sirve para neutralizar el pH del influente. El segundo substrato, el más superior, es de material orgánico (0,1 a 0,5 m de espesor) y en él se elimina el oxígeno disuelto del agua, se reduce el sulfato y se transforma el Fe^{3+} en Fe^{2+} , evitándose así la precipitación del hidróxido de Fe^{3+} sobre la capa de caliza (Skousen *et al.*, 1998; USEPA, 2000).

El diseño de este sistema se realiza principalmente para tratar aguas muy ácidas con concentraciones de Fe^{3+} y Al superiores a 1 mg/l. Si el agua contiene mucho Al, se puede alterar el rendimiento del sistema. Para optimizar la reducción del sulfato y el incremento del pH de este, el agua que entra por la parte superior se embalsa para conseguir condiciones de anoxia en las capas inferiores, y se fuerza a un flujo vertical a través de las capas de materia orgánica y caliza, para finalmente drenarla desde la base y conducirla generalmente a una balsa de precipitados.

Se sugieren dos criterios principalmente para el dimensionamiento de un sistema SAPS: uno está basado en la acidez que es capaz de eliminar por metro cuadrado y día, como en los humedales anaerobios, y el otro está referido al tiempo mínimo de tratamiento o de retención en el sistema, como en los ALD.

En relación con el primer criterio, en SAPS con seguimiento durante varios años por Watzlaf (1997) se alcanzó una reducción de la acidez equivalente a 30-50 g de CaCO₃ por metro cuadrado y día. Según el segundo criterio, Kepler y McCleary (1994) señalaron que el grosor de la capa de caliza estaría en función del tiempo de retención necesario para alcanzar la máxima alcalinidad. Se recomiendan tiempos de retención para los SAPS similares a los de los sistemas ALD. El tiempo de permanencia debe ser como mínimo de unas 12 a 15 horas y el tamaño aproximado de los trozos de caliza de 6 a 15 cm (Watzlaf, 1997) (Skousen *et al.*, 1998). Por lo general, el tratamiento de aguas ácidas en un SAPS va combinado con una balsa de oxidación/decantación o un humedal aerobio.

e) Barreras reactivas permeables (PRB, Permeable Reactive Barriers)

El dispositivo de tratamiento pasivo que se plantea en el caso de que las aguas del drenaje ácido de mina sean de flujo subterráneo sería como una pantalla permeable y reactiva dispuesta perpendicularmente a la dirección del flujo (Figura 18). Al igual que cualquier otro tratamiento pasivo, su objetivo es reducir la cantidad de sólidos disueltos (sulfatos y metales principalmente) e incrementar el pH.

Su construcción consiste en hacer una zanja transversal al flujo, la cual se rellena con diversos tipos de materiales reactivos (caliza, materia orgánica, limaduras de hierro, etc.). Simplificando y buscando semejanzas se podría considerar que una barrera permeable reactiva (PRB, Permeable Reactive Barrier) es un SAPS en una disposición subterránea y vertical.

Así, los procesos depuradores en el interior de la barrera son la reducción bacteriana de los sulfatos, la retención de los metales precipitando como sulfuros, y el incremento del pH principalmente por disolución de la caliza (USEPA, 2000).

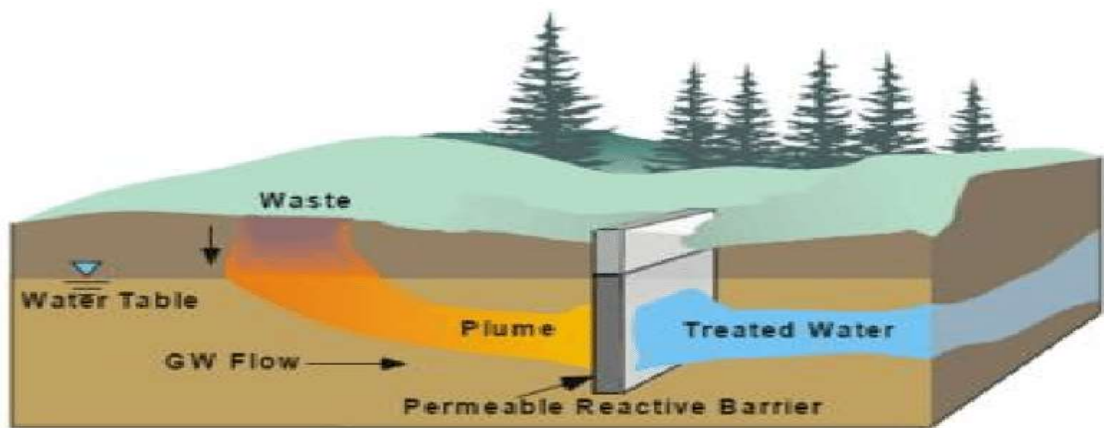


Figura 18. Ejemplo de barrera reactiva permeable (PRB). (USEPA, 2000)

Este tipo de tratamiento pasivo de aguas ácidas de mina es sin duda el menos experimentado, no habiendo muchos casos desarrollados a escala de campo. Son ejemplos de este tipo de tratamiento la barrera construida en Vancouver (Canadá) en 1997, o en la mina abandonada de Nickel Rim en Ontario (Canadá) o un caso de especial interés en la FPI con la barrera piloto construida en octubre de 2000 en las inmediaciones de la mina de Aznalcóllar (Sevilla) con objeto de tratar las aguas ácidas del acuífero fluvial del Río Agrio (Bolzicco *et al.*, 2001).

4.2. Selección del tratamiento según el AMD

Partiendo de las diferentes propuestas de los autores que hemos ido citando cada uno con sus indicaciones de tratamiento pasivo de AMD, se elabora un diagrama de flujo (Figura 19) que permite seleccionar el tipo y la secuencia de tratamientos pasivos más adecuados en función de las características químicas del drenaje de mina a tratar (Hedin, 1997). En el diagrama se comprueba como se hace distinción de tratamiento según el drenaje tenga agua netamente alcalina o bien tenga agua netamente ácida, siendo para el primer supuesto más adecuada la opción de los humedales, y en el segundo caso la utilización de los otros sistemas como humedales combinados por ejemplo con sistema SAPS.

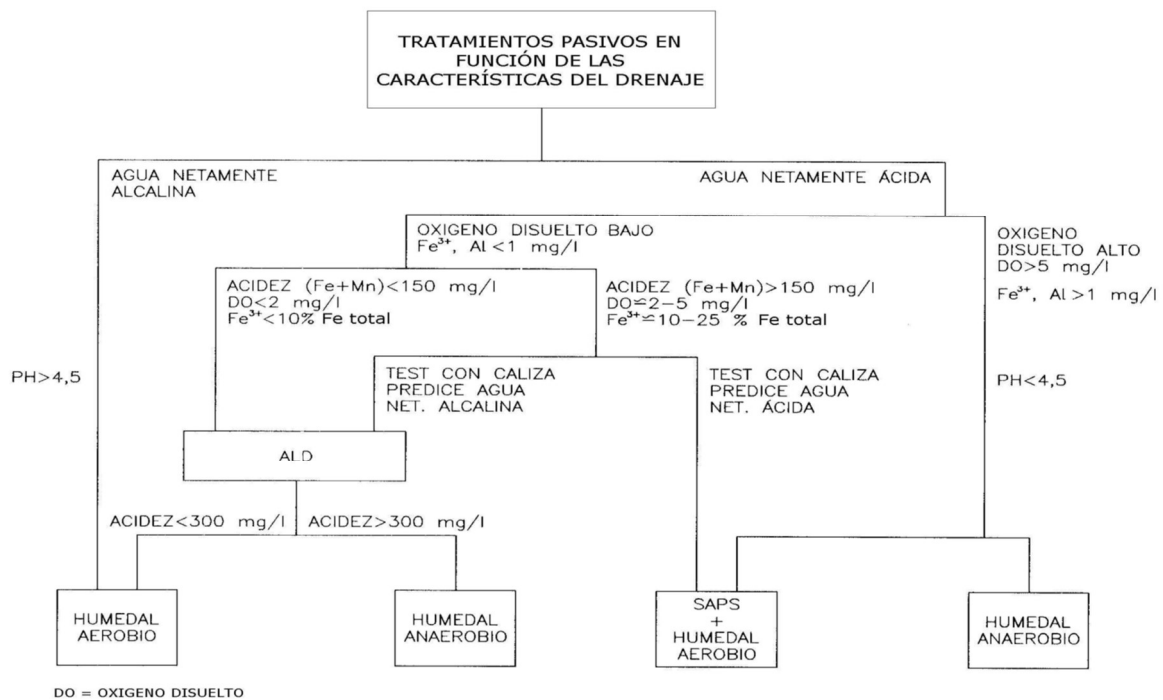


Figura 19. Diagrama de flujo para selección del sistema de tratamiento pasivo (Hedin, 1997)

A veces puede haber solapamiento con los rangos de aplicación de cada tratamiento pasivo y se requerirá el empleo combinado de dos o más métodos para tratar un tipo de aguas determinado.

Los humedales aerobios pueden tratar aguas con alcalinidad en general, los drenajes anóxicos calizos tratan aguas con bajo contenido en Al, Fe^{3+} y oxígeno disuelto, y los humedales anaerobios (balsas orgánicas) y SAPS pueden tratar aguas con acidez neta y elevadas concentraciones de Al, Fe^{3+} y oxígeno disuelto. Los drenajes de mina tipificados como netamente alcalinos se tratan directamente en un humedal aerobio al no ser necesario incrementar su alcalinidad (Hedin, 1997).

Las aguas netamente ácidas con oxígeno disuelto alto (> 5 mg/l) y contenido en Fe^{3+} y Al superiores a 1 mg/l se tratan directamente en una balsa orgánica o en un SAPS seguido de un humedal aerobio. Las aguas netamente ácidas con oxígeno disuelto por debajo de 2 mg/l, bajos contenidos de Fe^{3+} y Al (< 1 mg/l) y con cantidades de Fe^{3+} inferiores al 10% del hierro total, se tratan en primer lugar en un drenaje anóxico calizo (ALD), seguido a continuación, en función de su acidez, con un humedal aerobio si esta es baja (< 300 mg/l), o con un humedal anaerobio o balsa orgánica si su acidez supera los 300 mg/l.

Si el contenido de oxígeno en el agua es bajo (2-5 mg/l), la concentración de Fe^{3+} es un 10-25% sobre el total, la acidez neta para Fe^{3+} y Mn es mayor a 150 mg/l, y una prueba con caliza predice agua netamente ácida, el drenaje puede ser tratado con un SAPS y un humedal aerobio (López Pamo et al., 2002).

4.3. Alternativas de recuperación de espacios mineros

El proceso de recuperación de espacios mineros es denominado también rehabilitación o restauración y consiste en el proceso de conversión de tierras mineras para un uso más valioso en el futuro, y no meramente un proceso de quema de residuos, nivelación y aplicación de una capa verde de vegetación de escaso valor (Gardner, 2001). En minería, la acción de restaurar adquiere otra dimensión mucho más amplia, que abarca desde la recuperación del uso anterior de la tierra hasta la rehabilitación de la zona para dotarla de nuevos usos (Álvarez *et al.*, 2008). Al finalizar la fase de extracción minera, uno de los principales retos es gestionar el proceso de restauración ya que, una vez acabada la explotación, la zona afectada no vuelve a tener el valor que tenía previamente.

Las actividades que se dirijan a la recuperación ambiental del espacio minero siempre han de llevarse a cabo teniendo claro cuál va a ser el uso final del espacio afectado que se va a recuperar, ya que se pretende normalmente que el terreno que se recupera tenga determinado nivel o rango posteriormente a la labor de restauración.

Este tipo de rehabilitaciones de zonas que han sido degradadas por la minería y de las cuales se quiere obtener un buen uso posterior, han ido siendo implantadas poco a poco en diferentes países como un instrumento más de política pública, tanto en el área cultural como en la ambiental.

No obstante, el problema se produce en los países en vía de desarrollo, donde existen pocas políticas que puedan llegar a garantizar la ejecución de determinados proyectos de recuperación de estos espacios, y menos la participación de la comunidad en general en cuanto a la toma de decisiones sobre el futuro de esos terrenos en condiciones de degradación. Se trata simplemente, cuando nos referimos a una labor de rehabilitación de un espacio minero, de darle el uso más favorable a dicho espacio teniendo en cuenta los aspectos sociales, económicos y ambientales, siendo para ello fundamental el diálogo con los habitantes del entorno, con los entes locales y con todas las instituciones que estén dispuestas a aportar contribuciones de interés (Fernández, 2006).

Existen diversas alternativas para la rehabilitación o recuperación de espacios mineros, como darle uso forestal, cultural o paisajístico, o incluso dejar al descubierto estructuras geológicas para su observación, todo ello considerando diversos condicionantes para elegir el tipo de recuperación que se pretenda realizar como el tipo de explotación, entorno medioambiental y socioeconómico, o características del suelo e intereses de las entidades locales.

Los proyectos de restauración de estos espacios estarán normalmente enfocados en cambios de la morfología de la tierra, como relleno de huecos o tratamientos de suelos, además de revegetación de la zona una vez recuperada. Se les puede dar otros usos dirigidos a actividades de ocio, recreativas, científicas o turísticas. La rehabilitación urbana y residencial de los espacios mineros puede darse mediante la creación de núcleos urbanos existentes para mejorar sus infraestructuras y favorecer la utilización de mano de obra local y los recursos de estas localidades con las nuevas oportunidades que ofrece la minería. La implantación de las actividades mineras requiere la creación de infraestructuras, accesos, electrificación, abastecimientos de agua, instalaciones de telefonía, edificios, etc. Las infraestructuras como son los puertos para carga y descarga de mineral, suministros relacionados con la industria minera y sus transformados prestan gran utilidad para el desarrollo local y regional que con el tiempo pueden pasar a tener otros usos. Tenemos como ejemplo representativo el caso del “Muelle del Tinto”, muelle de carga de mineral procedente de la Compañía Minera de Rio Tinto Company Limited cuya actividad acabó en 1975, situado en la ciudad de Huelva sobre el río Odiel, y cuya utilidad pasó a ser turística para el uso y disfrute de los ciudadanos.

“Sobre el ancho paisaje fluvial, silencioso y cristalino, que convierte a Estuaria en singularísima población lacustre, se levantan en el arcén de la ría unos muelles férreos y monstruosos donde empiezan a sumarse los millones de la gran empresa nordetana explotadora del país: cargueros con grúas de mandíbula y de imanes, transbordadores y viaductos, insisten en las marismas con formidables plataformas apoyadas en vigas de celosía y columnas de fundición”. (Concha Espina. “El metal de los muertos”, 1920)

Los resultados que existen hoy día tras las experiencias de recuperación en diversas zonas del mundo nos llevan a la conclusión de que, si conseguimos encuadrar el proceso de restauración en un marco económico aceptable según la zona afectada, será de gran utilidad el nuevo uso que la tierra de ese lugar previamente perjudicado por minería pueda llevar a cabo en esa nueva etapa. Vamos a ver en el siguiente cuadro resumen una serie de usos que nos muestran la gran diversidad de fines a los que nos pueden llevar las alternativas descritas en este apartado, como por ejemplo el uso agrícola, forestal, de hábitat natural, actividades recreativas, urbanizaciones, industrial o de vertedero de residuos, entre otros posibles usos.

La Asociación Nacional Española de Fabricantes de Áridos (ANEFA) y el Gobierno de La Rioja presentan como posibles tipos de rehabilitación los mostrados en la Tabla 6 siguiente (Fernández Rubio, R., 2006):

<u>TIPO DE USO</u>	<u>CARACTERÍSTICAS</u>
<i>AGRÍCOLA</i>	Plantación de frutales, cereales, vides, pastizales, forrajes, etc.
<i>FORESTAL</i>	Explotación de madera, incremento de la biodiversidad, lucha contra la erosión.
<i>HÁBITAT NATURAL</i>	Recuperación del entorno natural, creación de nuevo hábitat, reserva de flora y fauna, senderismo, contacto con la naturaleza, observatorio de especies.
<i>ACTIVIDADES RECREATIVAS</i>	Escalada, caza, pesca, deportes náuticos, campos para la práctica deportiva, aeródromos, parque zoológico, jardín botánico, museo de la explotación, urbanizaciones, parques y zonas verdes.
<i>URBANIZACIONES</i>	Auditorios, iglesias, bodegas.
<i>INDUSTRIAL</i>	Suelo industrial, aparcamientos, depósito de agua, piscifactoría.
<i>VERTEDERO DE RESIDUOS</i>	Almacenamiento controlado de residuos.

Tabla 6. Activos ambientales en la minería de España (Fernández Rubio, R., 2006)

4.4. Planificación de la recuperación

Entre los factores más importantes para poder proceder a la recuperación de una zona determinada que ha sido afectada por la actividad minera y por Drenaje Ácido de Mina, estará por un lado el conocer los factores económicos y ambientales del entorno y del lugar a recuperar, como son: clima, fauna, flora, hidrología, paisaje y por otro lado conocer los factores culturales: demografía, historia, costumbres, creencias del entorno y de la zona a recuperar (Oca-Risco y Carcasses, 2013).

Una mina nace como proyecto el cual culmina con su cierre, y suele intentarse cubrir con las siguientes expectativas (Centeno y Rial, 2014):

- Recuperar la mayor parte de material útil.
- Maximizar la ganancia reduciendo los costos.
- Mantener condiciones de seguridad aceptables para trabajadores y equipos de trabajo.
- Reducir los impactos al medio internamente y más allá de los límites de la operación según lo establezca la normativa vigente.
- Tener un proyecto de cierre de operaciones, y un plan de mitigación que se gestione durante toda la operación minera.

Primera Etapa Prácticas Edáficas	Manejo y protección del suelo, recuperación de áreas dañadas.
Segunda Etapa Prácticas Topográficas	Se establecen condiciones geomorfológicas similares a las que tenía antes de la extracción de minerales.
Tercera Etapa Prácticas Geotécnicas	Se busca la estabilidad física de la tierra.
Cuarta Etapa Prácticas Hídricas	Se busca la conservación de aguas superficiales y subterráneas.
Quinta Etapa Prácticas Ecológicas	Se busca establecer a una sociedad vegetal en lugar de la mina y/o en su entorno.

Tabla 7. Etapas de recuperación de áreas dañadas por minería (Oca-Risco y Carcasses, 2013).

A partir de las actividades pronosticadas se procede a elaborar un modelo de recuperación, el cual consta de 5 etapas (Tabla 7). Las prácticas edáficas están relacionadas con el manejo y protección del suelo, el cual tiene gran importancia en la recuperación de áreas dañadas.

En esta etapa se procede a la remoción selectiva del suelo y acciones de prevención de la erosión. Las prácticas topográficas buscan la remodelación del espacio afectado, tanto en escombreras como en frentes de excavación, con el fin de lograr una forma armoniosa con su entorno estableciendo condiciones geomorfológicas similares a las que tenía antes de su extracción.

Las prácticas geotécnicas buscan la estabilidad física de la tierra. Las prácticas hídricas buscan la conservación de la cantidad y calidad del agua superficial y subterránea. Y en las prácticas ecológicas se busca establecer a una sociedad vegetal en un lugar de la mina o su entorno. El uso futuro que se le propone a la antigua zona minera es la primera fase para tener en cuenta, pudiendo ser espacios adecuados para desarrollar diferentes alternativas recreativas y deportivas. Para esto, se debe tomar una serie de medidas en áreas de almacenaje y expedición de mineral, vías de circulación, talleres de máquinas y equipos, e integrarlas al proyecto de recuperación con el fin de obtener el adecuado uso del área degradada. En la fase de monitoreo y seguimiento de la recuperación se procede a verificar la efectividad de esta, mediante estudios de supervivencia de flora y toma de muestras de aguas expuestas a tratamientos, con la finalidad de conocer si cumplen los parámetros fundamentales de vertido establecidos para su recuperación. Entre las inspecciones a estas medidas tenemos los monitoreos de aguas superficiales, suelo, biodiversidad y paisaje.

4.5. Casos de recuperación en el mundo

La recuperación de un espacio minero degradado es el resultado de una serie de estrategias bien planificadas por los entes implicados, como por ejemplo gobierno, empresas o administraciones, que además son tomadas a muy largo plazo, ya que una restauración de este tipo requiere mucho tiempo.

Se requiere por parte de la industria minera el adquirir un compromiso que le permita realizar el cierre de las actividades de manera sostenible una vez cese su actividad, dejando los espacios explotados en condiciones mejores a como estuvieran previamente, o al menos iguales. De este modo, se evitarán los posibles impactos negativos a la comunidad local, siendo por lo tanto el cierre y la restauración de minas una fase fundamental y principal en todo proyecto de minería que se genere, y teniendo como objetivo último el darle un uso a ese espacio que maximice el beneficio a la comunidad afectada.

Una vez considerada y valorada la importancia de estos procesos de restauración en prácticamente todos los países afectados del mundo con capacidad económica y social, se termina valorando por las autoridades responsables y desde entonces se han llevado a cabo experiencias de recuperación de espacios mineros en todo el mundo. Vamos a describir una serie de ejemplos representativos de casos globales de recuperación de espacios mineros en los distintos continentes (Alvarado *et al.*, 2018):

Espacio Minero Recuperado	País	Descripción de la Recuperación del Espacio Minero
Complejo Minero Radbod	Municipio de Hamm, Estado Federal Renania del Norte-Westfaliase, <i>Alemania</i>	<p>En este complejo minero se producía la explotación de carbón y la fabricación de coque desde principios del siglo XX. En los años 90 se acaba con la extracción carbonífera y la actividad minera. (Fernández Sánchez, 2007).</p> <p>Se le concedió al municipio de Hamm el derecho a que el terreno minero pudiera asumir nuevos usos y en 1999 se puso en marcha el proceso de planeamiento urbanístico. La Fundación para la Conservación del Patrimonio y la Cultura Industrial realiza las primeras operaciones de edificación y en junio del año 2000 se encuentran concluidas las primeras parcelas listas para la instalación empresarial. En el año 2001 el ex complejo minero Radbod pasa a ser un <i>Parque Industrial y Empresarial</i> y es considerado Patrimonio Histórico Industrial Protegido del municipio de Hamm. (Del Romero Renau, 2009).</p>
Mina de mercurio de Almadén	Provincia de Ciudad Real, Comunidad autónoma de Castilla-La Mancha, <i>España</i>	<p>Estas minas son consideradas las más antiguas del mundo, fueron explotadas durante los siglos XVI y XVII de donde se obtuvieron 22 millones de frascos de mercurio. (Hernández Sobrino, 2004).</p> <p>El Instituto de Patrimonio Histórico Español (IPHE) finalizó la restauración en el 2004 y el <i>Parque Minero de Almadén</i> es un motor de desarrollo social, económico y cultural, cuyo objetivo es el turismo cultural. (Cañizares Ruiz, 2011).</p> <p>En el Parque Minero se encuentra el Real Hospital de Mineros de San Rafael que guarda el archivo histórico de las minas desde el siglo XVIII, El Cerco de San Teodoro, El Cerco de Buitrones donde se encuentra el pozo de San Joaquín y hornos de diferentes épocas, el Museo del Mercurio, la Puerta de Carlos IV y otros patrimonios.</p>
Minas de Cerdeña	Cerdeña, <i>Italia</i>	<p>La Región Autónoma de Cerdeña está ubicada en el centro del mar Mediterráneo occidental y es lugar de grandes áreas de concentraciones de metales. Cerdeña tenía minas de plata, que motivaron que los fenicios se fijasen en ella, en fecha tan temprana como el siglo IX A.C. (Blázquez Martínez, 1980).</p> <p>Después del cese de la explotación minera, que comenzó en la segunda mitad del s. XX, viene la necesidad de preservar el patrimonio minero italiano. El Código de Patrimonio Cultural y Paisaje, en el artículo 10 del Capítulo I, considera a las minas abandonadas como "Patrimonio Cultural Histórico y Etno-Antropológico". Las antiguas minas de Cerdeña constituyen el Parque Geominero Histórico y Ambiental, fundado en octubre del 2006. Cerdeña tiene minas características de valor paisajístico y constituyen una memoria histórica de interés relevante. Representa una importante iniciativa que ha desarrollado el turismo cultural.</p>

Tabla 8. Espacios Mineros Recuperados en **Europa** (Fuentes varias).

Espacio Minero Recuperado	País	Descripción de la Recuperación del Espacio Minero
Minas de carbón	Tangshan, <i>República Popular China</i>	Estas minas se rehabilitan y se proporciona a la ciudad un mejor medio ambiente para sus habitantes. En 1997 se empezó la rehabilitación con la eliminación de un millón de metros cúbicos de basura, la plantación de un millón de árboles y de 240.000 metros cuadrados de flores y arbustos, el establecimiento de 600 hectáreas de espacio verde y la recogida y tratamiento de aguas residuales (Fenggang y Jingwen, 2004). Además, se creó un parque de ocio con un lago, pabellones, jardines, puentes e instalaciones para el entretenimiento. En 2001, el proyecto obtuvo el Premio al entorno habitable de Hebey y en 2002 fue reconocido como modelo nacional de entorno habitable.
Cantera de piedra caliza Cha-am	Distrito Cha-am, provincia de Petchburi, <i>Tailandia</i>	En 1996 comenzó el proyecto de conservación y restauración de la cantera, siendo ejemplo de colaboración entre agencias estatales con el objetivo de mantener e incrementar la biodiversidad nativa y preservar el área como parque nacional con áreas turísticas y un centro de observación.
Canteras de cemento	Bamburi, <i>Kenya</i>	Las canteras en Bamburi han sido exitosamente restauradas en los últimos años y convertidas en bosques costeros, humedales y pastizales. La restauración incluye la gestión de bosques para la producción de biocombustible, árboles de madera dura para talla, acuicultura como fuente sostenible de alimentos, cotos de caza, una reserva que sirve de refugio a especies locales de animales e instalaciones educativas para los pobladores locales. (CSI Grupo de Trabajo 5 (Biodiversity & Land Stewardship), 2011)

Tabla 9. Espacios Mineros Recuperados en Asia y África (Fuentes varias)

Espacio Minero Recuperado	País	Descripción de la Recuperación del Espacio Minero
Mina de Jarrahdale	Estado de Darling Range, Jarrahdale, <i>Australia</i>	En 1963 la empresa Alcoa World Alumina Australia empezó a explotar bauxita en el bosque de Jarrah (<i>Eucalyptus marginata</i>), en la ciudad de Jarrahdale, cesando en 1998. La rehabilitación de la mina de Jarrahdale consistió en devolver un ecosistema forestal autosostenible con la conservación de flora, fauna y suelo, se utilizaron árboles de pino y encinas resistentes a la muerte regresiva (Alcoa, 2014). La zona es ahora un lugar de entretenimiento.
Mina Golden Cross	<i>Nueva Zelanda</i>	Golden Cross fue una mina subterránea desde 1800 y en 1991 fue reactivada a cielo abierto para explotación de plata y oro. Se vertió cianuro y metales en solución en las aguas de la mina, lo que ocasionó su acidificación. En el 2001 la superficie y el suelo fueron recuperados mediante control de desechos ácidos, construcción de drenajes, establecimiento de vegetación para rehabilitación de las capas e implementación de un circuito de recuperación de cianuro para reciclar los residuos. (Needham, 2003)

Tabla 10. Espacios Mineros Recuperados en Oceanía (Fuentes varias)

Espacio Minero Recuperado	País	Descripción de la Recuperación del Espacio Minero
Minas del Cerro Rico de Potosí	Cerro Rico de Potosí, <i>Bolivia</i>	Las minas del Cerro Rico de Potosí tienen una historia de 500 años de explotación de plata, estaño y zinc. Por la continua explotación y los factores climáticos, al pasar el tiempo se han ocasionado daños y los socavones han erosionado fracturando la estructura geológica del cerro (Sarzuri Ayala, 2012). El Cerro Rico ha sido explotado por varias empresas mineras y no todas han realizado prácticas responsables con el medio ambiente. En el año 1987 el Cerro Rico fue inscrito en la Lista del Patrimonio Mundial de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. En agosto del 2014 se ordenó el cese de operaciones en el área afectada a fin de desarrollar un relleno hidráulico, como parte de un plan integral para preservar el cerro. En la actualidad, parte del Cerro Rico sigue siendo explotado. Sin embargo, es un atractivo turístico por su valor patrimonial, cultural y paisajístico. Cuenta con monumentos de arquitectura y edificaciones coloniales como la Casa de la Moneda construida entre los años 1759 a 1773, y el convento de Santa Teresa, entre otros.
Minas de hierro	Minas Gerais, <i>Brasil</i>	La minería de hierro en Brasil tiene una historia de 300 años. Mediante decreto de 1989, las empresas mineras tienen la obligación de preparar un Plan de Rehabilitación de Áreas Degradadas (PRAD) y la Ley de 1998 sobre Delitos Ambientales, impone sanciones administrativas y penales por actos o actividades que causen daños al medio ambiente. Brasil ha rehabilitado varias canteras para el uso público, por ejemplo, en 1992 el Parque das Pedreiras fue rehabilitado para ser un espacio cultural rodeado por lagos, cascadas y bosques de araucarias y posee un teatro para 2.400 espectadores (Álvarez Campana, 2008). Otro caso es el Espacio Cultural Paulo Leminski, que alberga representaciones importantes de literatura, arte fotográfico, pinturas, entre otras. Algunas minas de hierro fueron rehabilitadas mediante revegetación con métodos de siembra hídrica, por ejemplo, en las regiones de Mariana, Itabira y Viçosa en Minas Gerais.
Mina La Ferrería	Subachoque, <i>Colombia</i>	La mina La Ferrería tuvo lugar en Colombia en los siglos XIX-XX, y se dedicaba a la fabricación de pisones destinados a moler minerales auríferos, además mostró altos contenidos de cobre, titanio y zinc. En 1931 la empresa la Ferrería dejó de funcionar, con producción de dos toneladas de hierro al día. (Sánchez Arredondo, Vallejo Ospina y Correa Meza, 2012). En 1990 fue creado por iniciativa de la Alcaldía de Subachoque, el Museo de la Ferrería de La Pradera, donde se encuentran las antiguas instalaciones del alto horno, chimeneas, túneles de conducción del aire, hornos de coque y varias de las antiguas casas donde habitaban los empresarios de la ferrería (Mayor Mora, 1945). En 1997 La Ferrería, ubicada en el municipio de Amagá, en el suroccidente Antioqueño, es declarada Patrimonio Minero Metalúrgico, Monumento Nacional y Patrimonio Arquitectónico expedido por el Ministerio de Cultura. En la actualidad es un atractivo turístico y en el 2013 se ejecutó el Plan “Caminando ando por las ruinas de la Ferrería”.

<p>Mina de oro El Indio</p>	<p>Coquimbo, <i>Chile</i></p>	<p>La mina de oro El Indio inició su explotación en 1979 y cerró su producción en el 2002. Se encuentra localizada en el Valle del Elqui, en la Región de Coquimbo en Chile. A pesar de que la manera de realizar un cierre minero no estaba normada por la legislación chilena, en el 2002 Barrick, empresa minera, presentó un plan con el objetivo de restablecer las condiciones que protejan la seguridad, la salud y el medioambiente a largo plazo en el área de operaciones de la mina. En el 2011 se publicó la Ley N°20551, que trata acerca del Cierre de Faenas, con el fin de que todas las empresas mineras elaboren un plan de cierre de faenas y garantizar la minería responsable y en el 2012 se publicó el decreto 41 que expresa en su artículo 4 que El Plan de Cierre de las Faenas Mineras e instalaciones de la Industria Extractiva Minera es parte del ciclo de su vida útil, y deberá ser ejecutado por la Empresa Minera antes del término de sus operaciones (Ministerio de Minería, 2012). El plan de cierre de El Indio fue el primero en la minería chilena, a fin de restaurar las condiciones naturales existentes en el lugar antes de la instalación de la mina. Los esfuerzos de este plan se han centrado en restituir las geoformas de la zona, asegurar la estabilidad física y química de las instalaciones y asegurar la calidad y cantidad de agua del río Malo, entre otros aspectos.</p>
<p>Distrito Minero Robinson</p>	<p>Nevada, <i>Estados Unidos</i></p>	<p>La actividad minera se localizaba en la cordillera Egan donde se explotaba principalmente oro y plata. En 1908 comenzó la minería de cobre a gran escala, y la actividad minera duró casi un siglo. El auge de la minería llegó a su fin en 1978, cuando Kennecott canceló sus actividades mineras en el distrito Robinson. En 1985, la empresa Silver King Mining Company reinició la actividad minera en Robinson cuyo objetivo era la extracción de oro. Luego fue comprada por KGHM Polska Miedz. Se esperaba que las minas produjeran 100 millones de libras de cobre y 35.000 onzas de oro anualmente durante 10 años, aunque parte de ella ha sido rehabilitada usando prácticas modernas de minería para remediar áreas históricas dañadas por la extracción. KGHM Polska Miedz cuenta con una política de Cero Daño y emplea estrategias de minería para el cierre. Se encargó de cerrar las instalaciones mineras históricas de una manera segura y positiva para el medio ambiente, tomando las medidas necesarias para eliminar lo que pudiera interferir con el uso posterior de la tierra en el lugar de la mina (KGHM International, 2013).</p>

Tabla 11. Espacios Mineros Recuperados en ***América*** (Fuentes varias)

Además de las experiencias citadas, se conocen a nivel **Europeo**, principalmente, muchos otros ejemplos de recuperación de espacios mineros o terrenos alterados por la minería. Entendiendo la recuperación como el proceso de restaurar o proporcionar valores útiles a tierras degradadas o devastadas a través de una adecuada modelización del terreno, así como la mejora de las propiedades físicas y químicas de los suelos (Lima *et al.*, 2016), vamos a analizar cómo muchos países industrializados han comenzado a adoptar leyes y programas destinados a proteger y restaurar el medio ambiente con la idea de

conseguir una seguridad ambiental y un desarrollo sostenible que proteja de los efectos de las actividades mineras. Países como Alemania, Polonia, Gran Bretaña o Portugal, así como anteriormente otros países como los Estados Unidos de América (Legwaila *et al.*, 2015), siendo el enfoque de cada país según sus necesidades.

En Estados Unidos por ejemplo (primer país del mundo con restauraciones mineras) se muestra mucho interés agrícola en la recuperación, y se cultivan especies como alfalfa, avena y maíz en las tierras alteradas, contrastándose que, al cultivar maíz en estas ya recuperadas, el aumento de su rendimiento es dos veces mayor que antes de la minería (Trofymova *et al.*, 2015).

En Turquía se toma otro enfoque de recuperación, forestal en vez de agrícola, utilizando los terrenos que han sido alterados por la minería para fines forestales. Entre 1991 y 2011 se plantaron unos 7 millones de árboles en más de 4000 hectáreas de canteras abandonadas (Kuter, 2013), en concreto especies como langosta negra (*Robinia pseudoacacia*), pino piñonero (*Pinus pinea*), pino negro (*Pinus nigra*), cedro (*Cedrus sp.*), castaño de indias (*Aesculus hippocastanum*), árbol del cielo (*Ailanthus altissima*), roble (*Quercus sp.*), arce (*Acer sp.*) y otras especies varias que igualmente crecen bien en la cantera de lignito en Agacli (Figura 20).



Figura 20. Reforestación en Agacli (Estambul), antes y después (Kuter, 2013).

En Bulgaria, el terreno que se recupera de la actividad minera es utilizado posteriormente para cultivos como cereales, avena, maíz, girasoles o uvas, y se viene haciendo desde los años 70. El tipo de masa forestal que se elige será teniendo en cuenta la diversidad natural de la zona, debiendo ser resistentes a las nuevas condiciones ecológicas de la superficie restaurada (Lukina *et al.*, 2015). Este tipo de experiencias en Bulgaria se han llevado en las zonas de canteras de Maritsa Iztok y Pernik, siendo especies utilizadas con éxito en esta recuperación el roble común, el roble rojo o el olmo de hoja lisa, y como especies adicionales el fresno, tilo plateado, abedul, manzano europeo y otras especies. El pino austriaco se plantó con éxito en las escombreras de alto contenido en arena y sustrato más suelto, mientras que la acacia blanca fue utilizada para suelos poco ácidos o más neutros (Kirilov *et al.*, 2017).

En este país, las especies que se utilizan para la recuperación forestal de canteras y vertederos de minería de cobre son las siguientes especies leñosas: pino silvestre, haya europea, haya, roble rojo, manzano europeo, etc. así como arbustos tipo acacia, cornejo, árbol de Judas y otros (Lukina *et al.*, 2015).

En Estonia, con minería de carbón y problemas de AMD menores, la recuperación está enfocada a la silvicultura, y se adquiere amplia experiencia en la recuperación de vertederos resultantes de la extracción de pizarra bituminosa, o vertederos de cenizas de centrales térmicas o de fósforo. Desde los años 60 se empezó a recuperar en Estonia canteras de pizarra, con la plantación de pinos silvestres y alerces. Las especies que crecen bien en las escombreras de pizarra son el alerce, la picea o el abeto, así como el pino silvestre (Korjus *et al.*, 2014). En este país se ha logrado con éxito la recuperación de fósforo de vertederos fosfóricos, gracias a especies como el pino silvestre, el aliso negro, el alerce siberiano, etc. que están bien adaptados a las condiciones extremas que se dan en las escombreras de este tipo (Kaar, 2010).

En Alemania, como consecuencia de la extracción de lignito (un tipo de carbón) se han perturbado más de 80 mil hectáreas de tierras agrícolas (Quinkenstein *et al.*, 2012) debido a dicha actividad llevada a cabo durante más de 200 años en Alemania, lo cual ha provocado cambios significativos en el paisaje. La recuperación de este tipo de espacios se viene realizando en Alemania desde principios del siglo XX. En este país se presta especial atención a la recuperación agrícola de tierras alteradas, debido a su escasez general de tierras de este tipo. Especies como el centeno, el trigo o la cebada se cultivan en las escombreras de lignito, tomando la mejora un papel importante en la provisión al país de aplicaciones de cal, fertilizantes, cenizas, etc. (Quinkenstein *et al.*, 2012).

En Polonia existe una amplia experiencia en cuanto a la recuperación de tierras alteradas por la minería de lignito, habiéndose recuperado casi 4000 hectáreas en la mina de Konin y más de 2000 hectáreas en la mina de Adamów (Pietrzykowski *et al.*, 2018). El resultado es el cultivo de especies como trigo, alfalfa, maíz, girasol y remolacha en esas tierras restauradas, e importantes avances en la recuperación de pozos de arena, repoblándose los terrenos perturbados debido a la extracción de arena incluso en lugares con suelos pobres, con especies como el pino silvestre, el abedul, el aliso negro o el roble, y en zonas más fértiles otras especies como el alerce, roble común o sicomoro (Pietrzykowski *et al.*, 2018). Por último, se presta especial interés en este país en la creación de zonas de recreo y parques en las canteras explotadas.

En Ucrania, la mayor experiencia de recuperación se realizó en la minería de lignito, prestándose mayor atención a la dirección agrícola. Se han recuperado tierras afectadas por la extracción de metales ferrosos, como en la planta metalúrgica de Komish-Burunskyi, con más de 600 hectáreas reutilizadas para cultivo de trigo o maíz, además de recuperarse vertederos usados para plantar jardines entre otros usos como forestales (Panas, 2008).

En **Portugal**, nos encontramos con un caso de especial importancia para nuestro estudio, debido a su cercanía a nuestra zona, y más en concreto por contener parte de la ya estudiada Faja Pirítica Ibérica, la cual recordamos se extendía desde Este a Oeste de la zona de Sevilla a la de Portugal pasando por Huelva. Por tales motivos, vamos a analizar las experiencias de recuperación de algunas de las minas abandonadas más representativas y conocidas de dicha zona.

Las minas de sulfuros polimetálicos abandonadas en el sector portugués del Alentejo que necesitaban una intervención para reducir los impactos ambientales derivados de la actividad minera eran Aljustrel, Lousal y Sao Domingo, además de Caveira (Matos *et al.*, 2006) entre otras. Los trabajos mineros en estas minas fueron muy importantes en la época romana, y posteriormente con intensas explotaciones durante los siglos XIX y XX (Matos *et al.*, 2006). La producción se interrumpió posteriormente en esas minas, y sólo en Aljustrel fue reactivada la producción en 2008 tras una década de inactividad, centrándose su actividad principalmente en la producción de concentrado de Cu, pero siguiendo las mejores prácticas disponibles en la actualidad para evitar los impactos ambientales (Alvarenga *et al.*, 2019).

La **mina de Aljustrel** es uno de los mayores yacimientos de sulfuros del Alentejo Portugués en la FPI, con minerales ricos en Cu y Zn, siendo los principales impactos ambientales en esta mina el AMD con origen en el gran volumen de estériles que se dispersaron afectando al sistema hidrológico de los alrededores en la Región Hidrográfica del Sado y del Mira. La mina, rehabilitada por EDM (Empresa de Desenvolvimento Mineiro, S.A.), mejoró la calidad de las aguas y los sedimentos de dichos cauces. Resultados de estudios anteriores en la zona mostraron una grave contaminación del suelo principalmente con As (hasta 3936 mg/kg), Cu (hasta 5414 mg/kg), Cd (hasta 61,6 mg/kg), Pb (hasta 20.000 mg/kg) y Zn (hasta 20.000 mg/kg), dos veces por encima de los valores regionales de la Zona Portuguesa Sur (Candeias *et al.*, 2011).

Las concentraciones más altas para los mismos elementos encontradas en la zona de la mina tras la restauración fueron de 1800 mg/kg para el Cu, 945 mg/kg para el Zn, 565 mg/kg para el As y 3500 mg/kg para el Pb (Alvareda *et al.*, 2004) (Tabla 12). Es importante indicar que todos los suelos muestreados en este estudio estaban colonizados por *Cistus ladanifer* (jara), arbusto endémico que puede encontrarse incluso en lugares contaminados.

ALJUSTREL (concentración mg/kg)	As	Cu	Zn	Pb
<i>Sin Restauración</i>	3936	5414	20000	20000
<i>Con Restauración</i>	565	1800	945	3500
<i>% reducción</i>	85%	67%	95%	82%

Tabla 12. Concentraciones elementos antes y después de la restauración de mina de Aljustrel. (Alvareda *et al.*, 2004)

Las técnicas constructivas (excavación, almacenamiento, tapado, etc.) son como sabemos la solución elegida a menudo para la rehabilitación del emplazamiento minero, porque son más fáciles de aplicar, no dependen de las características y concentración de los contaminantes o las propiedades del suelo, con lo cual aumenta el éxito potencial de la intervención y disminuye el tiempo necesario para completar los trabajos de rehabilitación. Por todo ello, fueron estas técnicas las elegidas para la restauración de la zona de Aljustrel, así como para Lousal y Sao Domingo como veremos más adelante.

En el caso de Aljustrel, se retiraron los depósitos de escoria dispersos, los residuos mineros y los suelos contaminados, y en un sector específico (Algares), los depósitos se sellaron con piedra caliza y arcilla, y algunas de las zonas expuestas se cubrieron con suelo arcilloso limpio y vegetación. Se construyeron además canales en el perímetro para recoger las aguas de drenaje potencialmente ácidas, que se enviaron a estanques de evaporación-concentración y se trataron en un humedal artificial para proteger el sistema hidrológico aguas abajo (arroyos Agua Forte y Roxo) (Figura 21).



Figura 21. Medidas de remediación ejecutadas por la empresa EDM (Mina Aljustrel, Portugal) (Mourinha *et al.*, 2022)

Los procesos de rehabilitación efectuados en esta mina tenían además como objetivo la recuperación de estructuras de la mina, como tanques de cementación, chimeneas, pozos, etc. La recuperación de ese patrimonio minero permitiría el desarrollo de un futuro parque minero, similar al de Lousal que veremos más adelante, la cual cuenta con un Museo de la Minería y un Centro Educativo y Científico. Además, se desarrollará el turismo geológico y minero también, previsto para la mina de Sao Domingos como veremos. Todas estas intervenciones son de gran importancia económica y ambiental para la región del Alentejo. Sin embargo, las técnicas constructivas pueden alterar parcial o totalmente la biodiversidad y estructura del suelo, a menudo frágiles, contribuyendo al deterioro de los ecosistemas de este (Lacalle *et al.*, 2020).

Además, las técnicas convencionales de excavación, vertido y tapado suelen presentar importantes desventajas que limitan su eficacia, ya que no actúan sobre las fracciones biodisponibles de los contaminantes y requieren infraestructuras que aumentan el coste económico de su aplicación. En el caso del río Odiel, por ejemplo, las medidas incluyeron la estabilización geotécnica y la revegetación de las montañas de residuos, la construcción de sistemas de drenaje de aguas pluviales, el sellado de los pozos de la mina y el tratamiento de las aguas ácidas drenadas (Sánchez España *et al.*, 2005). Sin embargo, los intentos de tratar las aguas de AMD de drenaje anóxico y de humedales anaeróbicos resultaron ineficaces, debido a varios inconvenientes como la química del agua (altamente ácida y con alto contenido en metales) o el clima, y por ello hubo que recurrir a tratamientos pasivos más efectivos como el DAS como veremos en las experiencias de recuperación en la FPI de Huelva, o fitotecnologías como la fitorremediación, así como enmiendas orgánicas e inorgánicas de los suelos mineros, todo ello seguido de la fitoestabilización, seleccionando las plantas más adecuadas como veremos en la Tabla 17.

En la **mina de Lousal**, situada en la parte noroeste del Alentejo portugués, el yacimiento fue explotado durante prácticamente todo el siglo XX, principalmente por la pirita, con unas 50 Mt de mineral con contenidos en Zn, Pb y Cu (Álvarez-Valero *et al.*, 2008). El cierre de la mina en 1988 se debió a la insostenibilidad de la extracción de azufre de la pirita y el bajo contenido de Cu y Zn de los minerales extraídos (Relvas *et al.*, 2012). El AMD formado en la zona tuvo un efecto negativo en el arroyo Corona.

Unos diez años después del cierre de la mina se iniciaron las labores de rehabilitación de la zona, en la misma medida que comentábamos en la mina de Aljustrel, así como de sus infraestructuras. Parte de las estructuras están bien conservadas, un importante testimonio del patrimonio geológico y minero del Alentejo portugués, que incluye también un Museo Minero, un Centro Científico y Tecnológico, y una galería subterránea, que son visitados por estudiantes y turistas (Relvas *et al.*, 2012). Para reducir el impacto ambiental en la mina de Lousal, se construyó un sistema de humedales artificiales (Figura 22), basado principalmente en un proceso de fitorremediación para la protección del río Corona frente al AMD.



Figura 22. Sistema de humedales artificiales en Mina Lousal (Portugal)
(Relvas *et al.*, 2012)

Ese riesgo ambiental era generado por dos fuentes principales: el mineral molido depositado en la zona del ferrocarril y la antigua mina a cielo abierto. El primer grupo de lagunas aerobias favorecen la precipitación de Fe, mientras que el segundo opera de manera anaerobia y favorece la precipitación de metales pesados (Relvas *et al.*, 2012).

Otra experiencia de recuperación en Portugal es la **mina de Sao Domingos**, situada igualmente en el Alentejo Portugués, es quizás la más emblemática de las minas abandonadas de la zona. Fue explotada intensamente desde principios del siglo XIX hasta mediados del siglo XX, causando un importante impacto físico y químico en suelos, aguas y sedimentos (Álvarez-Valero *et al.*, 2008), así como en indicadores microbianos y bioquímicos (Alvarenga *et al.*, 2019). La zona de la mina se caracterizaba por una enorme fosa de más de cien metros de profundidad, dejada tras los trabajos de extracción, para quedar en la actualidad llena de aguas ácidas con un pH de menos de 2 (Freitas *et al.*, 2004). La materia prima que se extraía durante la explotación era transportada a unos kilómetros al sur para fundirse y generar S y Cu, creando la intensa actividad minera una enorme cantidad de residuos diversos (Figura 23), en torno a 750000 toneladas incluyendo escorias y cenizas (Alvarenga *et al.*, 2019).



Figura 23. Residuos en Mina Sao Domingos y estructuras emblemáticas.
(Córdoba, 2021)

El impacto negativo se observaba a lo largo del valle del arroyo de Sao Domingos debido al intenso AMD generado por los residuos, con valores significativamente bajos de pH y altas concentraciones de Pb, As, Sb, Cu, Zn y Fe, lo cual le asignaba a esta mina el ser una de las de mayor peligro ambiental de la zona.

<i>Mine</i>	As (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Aljustrel (PT)	6-3936	10-5414	13-3500	22-20000
Lousal (PT)	62-6377	79-7013	95-48000	166-12930
S. Domingos (PT)	32-5598	19-6204	19-14041	16-8760
Rio tinto (ES)	2-15195	20-3090	18-6350	45-1501
Tharsis (ES)	3-6290	4-1827	14-24820	16-973

Tabla 13. Concentraciones mínimas y máximas en las distintas minas abandonadas de la FPI en España y Portugal. (Mourinha *et al.*, 2022)

En definitiva, se observó tras diversos estudios, que las concentraciones que se registraron para los suelos de los tres distritos mineros de la FPI en el sector portugués no eran muy diferentes de las encontradas en las minas abandonadas del sector español (Tabla 13), lo cual indicaba una clara necesidad de intervenir rehabilitando estas zonas, para poder disminuir el impacto tanto en el medio biótico como en el abiótico de su alrededor, realizando las medidas de recuperación ya propuestas en las experiencias de las minas anteriores de Aljustrel y Lousal.

4.6. Recuperación de zonas locales: FPI

Además de las mencionadas labores de recuperación de espacios mineros degradados que se han ido desarrollando en los diferentes lugares del mundo, podríamos concretar en nuestra propia experiencia, a nivel local, prestando especial atención a la Faja Pirítica Ibérica (FPI) y a la recuperación de Drenajes Ácidos de Mina (AMD) producidos en dicha zona de la manera ya estudiada en apartados anteriores. Vamos a estudiar cuatro casos concretos de recuperación en la FPI. De los métodos más recientes y pioneros utilizados puede citarse la planta experimental de tratamiento pasivo construida en el municipio onubense de Mina Concepción perteneciente a Almonaster La Real (Huelva) con cuyo sistema de depuración se ha logrado reducir en casi un 70% el nivel de sulfatos de aguas ácidas mineras. Dicha planta es fruto de la colaboración de agentes implicados tal y como se comentaba en el apartado de planificación minera, mantenida desde el año de su implantación en 2016 entre la empresa Sacyr, la Universidad de Huelva y la Agencia de Medio Ambiente y Agua de la Junta de Andalucía en el marco del Proyecto Life ETAD financiado al 50% por la Comisión Europea a través de Life+ (Nieto et al., 2015).

Anteriormente a estos esfuerzos realizados en **Mina Concepción**, tuvieron lugar otros que se centraron en la planta de tratamiento de Mina Esperanza enmarcado en el proyecto TAAM, aunque posteriormente se ejecutaría la planta pionera de Mina Concepción con nuevos desarrollos tecnológicos que han mejorado notablemente los procesos de tratamiento y calidad de las aguas a la salida del proceso de depuración, llegándose a tratar hasta 6860 m³ de agua ácida, con un porcentaje de retención del sulfato del 69% como promedio. La tecnología mencionada puede utilizarse a gran escala y de forma pasiva para la eliminación de la acidez y la retención de metales pesados y sulfatos (Orden *et al.*, 2019) con las inestimables ventajas que supone un método de tratamiento pasivo como ya conocemos.

La planta experimental de tratamiento pasivo de Mina Concepción, ya en el primer año de funcionamiento, pudo conseguir la depuración exitosa de más de 20000 m³ de aguas de drenaje ácido, gracias a la conducción de esas aguas ácidas a través de un sistema que incluye tanques reactivos y piscinas decantadoras que van conectadas en serie, del mismo modo que explicábamos cuando hablamos de los tipos de tratamiento pasivos existentes.

En ese primer año desde la inauguración de la planta (abril, 2016), se lograron unos resultados más que óptimos tras un seguimiento completo realizado mediante trece muestreos (Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, 2017), siendo los elementos eliminados totalmente los de hierro, arsénico, cromo, aluminio, cobre, plomo, zinc, cadmio y magnesio además de casi un 95% de eliminación de cobalto y níquel, y hasta un 68% de sulfato (Orden *et al.*, 2019).

En cuanto a los valores de pH, en referencia a los niveles de acidez de las aguas a recuperar, se logra alcanzar un valor superior a 7, reduciendo la conductividad eléctrica a más de la mitad, consiguiendo de este modo convertir aguas ácidas contaminadas en principio a aguas netamente alcalinas.

Con proyectos como esta planta de tratamiento gestionados a través de Life ETAD, se pretende conseguir solucionar la depuración de los drenajes ácidos de mina tanto de una manera efectiva, como con un bajo coste económico. La continuidad del proyecto podría ser la reutilización de residuos varios que proceden de la depuración, al mezclarse el material reactivo que se utiliza con los metales pesados y demás elementos contaminantes, los cuales podrían recuperarse teniendo en cuenta el interés que puede suponer este tipo de residuos para usos industriales y tecnológicos.

Actualmente, para tratar aguas ácidas de mina con elevadas concentraciones de metales y alto grado de acidez o pH, el tratamiento pasivo que se ha mostrado más eficaz es el DAS o Dispersed Alkaline Substrate (Ayora et al., 2013). En base a un estudio realizado sobre los resultados preliminares de esta primera planta experimental de DAS a escala real en la **Mina Esperanza**, dentro de la FPI, analizamos dichas conclusiones y datos que se pudieron obtener de la experiencia (Nieto et al., 2015).



Figura 24. Imagen de la planta de tratamiento DAS de Mina Esperanza: ME-X (Toma de muestra), PN (Pretratamiento), TR-X (Tanques reactivos), D-X (Decantadores) (Nieto et al., 2015)

El sistema de tratamiento de AMD en Mina Esperanza (Figura 24) se inició compuesto por un pretratamiento (PN) de 100 m² de superficie, además de un primer tanque reactivo (TR-1) de volumen 960 m³, dividido en dos vasos y relleno con material reactivo de tipo DAS-Calizo, encontrándose dicho tanque conectado con los decantadores D-1 y D-2 de 100 m² de superficie, y por último un segundo tanque reactivo (TR-2) con una capacidad de volumen intermedia de 720 m³ y el mismo tipo de relleno reactivo que el otro tanque (Nieto et al., 2015).

El valor promedio de pH que presentaba la mina en sus aguas ácidas era de 2,64, y una conductividad eléctrica de 2,03-3,13 mS/cm además de un 10% de oxígeno disuelto. En cuanto a la acidez neta fue determinada en 1910 mg/L como CaCO₃ equivalentes y valores medios de los siguientes elementos: 596 mg/L de Fe, 112 mg/L de Al, 16 mg/L de Cu, 12 mg/L de Zn y entre 0,1-3 mg/L de As, Cr, Cd, Co, Ni y tierras raras (Nieto et al., 2015), siendo los resultados obtenidos medidos durante los primeros meses.

La calidad del agua mejora al ser tratada en la planta de tratamiento DAS, gracias a la disolución del material reactivo que compone los tanques de tratamiento se eleva el pH a valores de 6,46 en el vertido final tratado, generándose en los tanques reactivos una alcalinidad de unos 320 mg/L la cual es consumida de manera parcial en los decantadores precipitando los metales, al igual que se observa una disminución de la conductividad eléctrica de 2,6 mS/cm a 1 mS/cm en el agua que resulta tras el tratamiento.

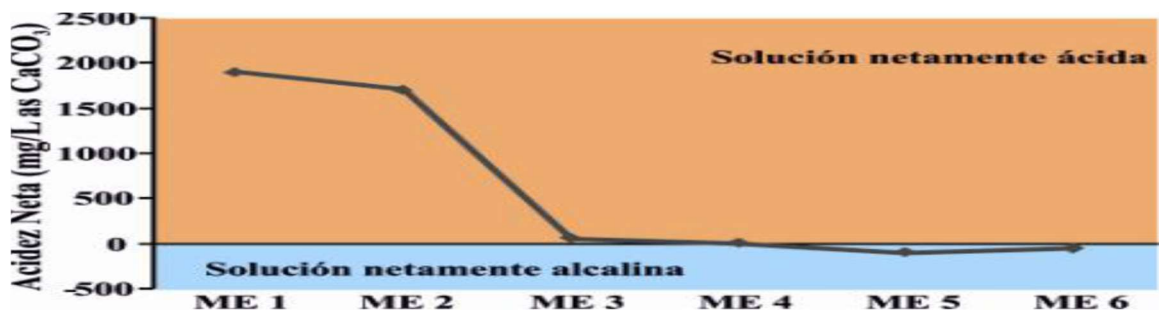


Figura 25. Evolución acidez neta puntos de control de planta de tratamiento Mina Esperanza. (Nieto et al., 2015)

La acidez neta evoluciona a lo largo de las diferentes etapas de la planta de tratamiento (Figura 25), en función de cada zona de muestreo, lo cual sirve de evidencia de la mejora en la calidad del agua una vez tratada. En concreto pasa de los 1910 mg/L de origen a 53 mg/L a la salida del primer tanque reactivo, el número 1 (TR-1), dato que indica que la reducción es del 97%, aunque cuando el agua sale del decantador 2 (D-2) se comprueba como la acidez neta pasa a un valor negativo de -58 mg/L, valor que corrobora que el resultado del tratamiento es un agua totalmente alcalina.

En consecuencia, con estos cambios hidroquímicos se producirá una retención de metales que alcanza valores del 100% en elementos como Al, Cu, Zn, As, Co, Ni, Cr, Cd y tierras raras, así como un 84% de Fe. Es muy elevada la eficacia en cuanto a eliminación de metales en esta planta de tratamiento por DAS, lo cual querrá decir que se muestran excelentes resultados en cuanto a la mejora del agua ácida y a la retención de metales con gran valor económico, cuyas enormes tasas de retención y acumulación hacen pensar en la posibilidad de crear un recurso económico de valor circular como pueden ser los residuos generados, gracias a este proceso de depuración de AMD.

Además de las experiencias positivas de Mina Esperanza y Mina Concepción, otra experiencia de recuperación por tratamiento pasivo en la FPI la tenemos documentada en la **Mina Monte Romero** en Almonaster La Real (Huelva), mediante el uso del sistema descrito DAS (sustrato alcalino disperso). La experiencia se basó en un tratamiento piloto pasivo de un drenaje ácido de mina con alta carga en contaminantes metálicos (Macías *et al.*, 2010). En la FPI, los sistemas de tratamiento pasivo clásicos no tienen la aplicabilidad adecuada cuando se requiere tratar aguas de estas características, presentándose serios problemas de colmatación y pérdida de reactividad.

La solución es el desarrollo de otro tipo de sistema de tratamiento pasivo ya comentado en las experiencias anteriores de Mina Esperanza y Mina Concepción: el sustrato alcalino disperso (DAS) (Rötting *et al.*, 2008), evaluado con éxito tanto a escala piloto como a escala real (Caraballo *et al.*, 2009).

No obstante, las experiencias previas a esta no lograron alcanzar la descontaminación metálica total de las aguas ácidas, al encontrar problemas a la hora de retener algunos metales divalentes como zinc, manganeso, cadmio, cobalto y níquel. En esta experiencia en Monte Romero sí se logró retirar la totalidad de contaminantes metálicos gracias al uso de caliza y óxido de magnesio.

La ubicación de este sistema de tratamiento piloto fue en el complejo minero abandonado de Monte Romero en las inmediaciones de Cueva de la Mora (Almonaster la Real), y se constituía por varias partes. En primer lugar, un dique de unos 100 m³ donde se almacenaba el AMD, donde gracias a la actividad de las bacterias ferroxidantes se producía la oxidación y precipitación del Fe contenido en las aguas ácidas. Después pasaba el agua a un tanque reactivo DAS de tipo calizo, que conectaba con dos decantadores en serie, y otro último tanque reactivo DAS de tipo magnésico (Tabla 14):

	Capacidad (m ³)	Relleno Reactivo	Proceso Principal
<u>1. Dique</u>	100	Sin relleno	Oxidación/precipitación de Fe (actividad bacteriana)
<u>2.DAS-Cal</u>	3	80% virutas madera 20% arena caliza	Generación alcalinidad, retención Fe, Al,...
<u>3.Decantador</u>	6	Sin relleno	Consumo alcalinidad, retención Fe, Al,...
<u>4.DAS-MgO</u>	1	80% virutas madera 20% polvo magnesio	Retención metales divalentes (Zn, Mn, Cd, Co,...)

Tabla 14. Principales características sistema DAS de Monte Romero (Macías *et al.*, 2010).

Los muestreos realizados fueron cada dos semanas en puntos diversos de control, y los parámetros bajo control serían fisicoquímicos (pH, Eh, conductividad y oxígeno disuelto) in situ y se obtuvieron a través de ellos una serie de muestras de las cuales se obtendría las concentraciones metálicas mediante ICP-OES (espectroscopía de plasma).

En cuanto a los datos medidos, el drenaje del pozo de ventilación presentaba pH entre 3 y 3,5, un Eh de 8 a 9,5, una conductividad de 2 a 4 mS y un 10% de oxígeno disuelto, con una acidez neta de unos 1800 mg/L entre otros valores. Se mantuvo un caudal variable del pozo a la entrada del primer tanque reactivo, con la idea de mantener el agua un día y medio en los tanques calizos, seis días en los decantadores y medio día en el tanque magnésico, siendo el caudal de entrada de unos 1000 mL/min (Macías *et al.*, 2010).

Los primeros análisis realizados presentaban resultados muy optimistas que mostraban la eliminación total de metales del drenaje ácido de mina tratado, produciéndose una importante retirada de hierro (Fe) en la primera parte del tratamiento según la Tabla 14 (1: dique) junto a una importante retención de arsénico (As) en más de un 70%. La retención de Fe es debida a la precipitación de schwertmannita que es un mineral muy localizado en la zona (Acero *et al.*, 2006) y en sistemas de tratamiento pasivo del tipo DAS (Caraballo *et al.*, 2009) y que tiene la capacidad de ser sumidero de As además (Asta *et al.*, 2010).

En la segunda parte del tratamiento (2: DAS-Cal) se eleva el pH a valores cercanos a 6 en consecuencia a la disolución de la calcita, produciéndose de ese modo la retirada del resto de Fe y As en forma del mineral citado anteriormente: schwertmannita, que no pudo ser retenido en el primer paso del tratamiento. Otros elementos como Al, Cu y Pb son retenidos totalmente en los tanques reactivos debido a la precipitación de ciertos compuestos químicos de hidroxisulfatos de Al como hidrobasaluminita (3: Decantador).

En el último tramo del sistema de tratamiento (4: DAS-MgO) se eleva el pH hasta valores cercanos a 8,5 debido a la disolución del óxido de magnesio (MgO), con lo cual se produce la retención total de Zn, Mn, Cd, Co y Ni que quedaban presentes en el agua ácida, debido a la precipitación de hidroxisulfatos de Zn tipo sauconita.

En los siguientes gráficos se puede apreciar la evolución de la concentración metálica de los elementos presentes en el AMD de Monte Romero hasta la total retención de la mayor parte de ellos (Figuras 21 y 22):

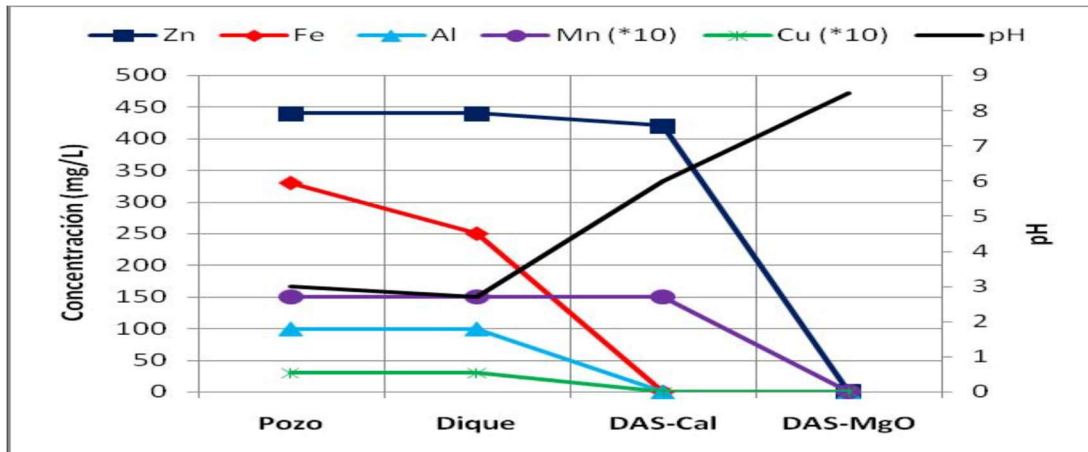


Figura 26. Evolución concentración metálica en DAS Monte Romero (*Elementos Mayoritarios*) (Fuente: Macías et al., 2010)

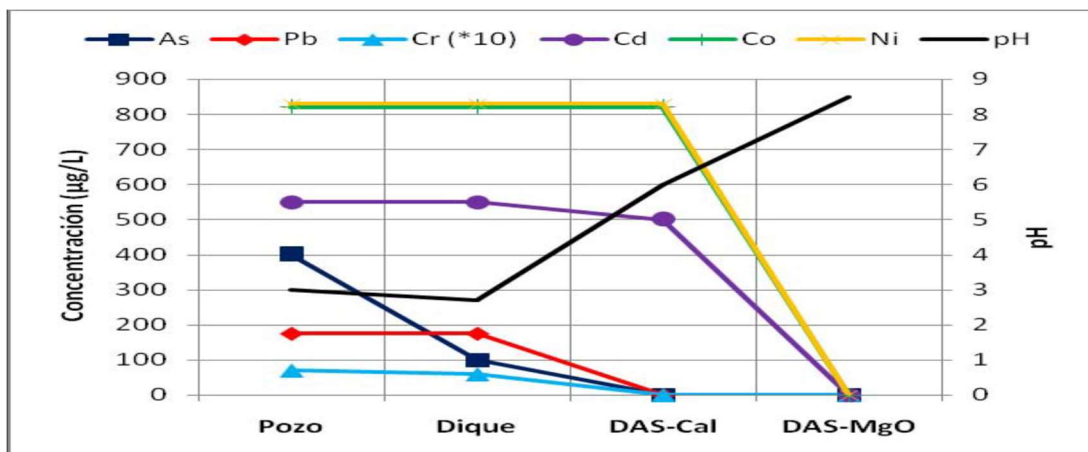


Figura 27. Evolución concentración metálica en DAS Monte Romero (*Elementos Minoritarios*) (Fuente: Macías et al., 2010)

La experiencia del tratamiento pasivo DAS en Monte Romero fue un preludeo a las mejoras que se producirían en Esperanza y Concepción posteriormente, consiguiéndose a escala de planta piloto utilizar arena caliza como material reactivo reteniendo metales trivalentes y utilizando polvo de óxido de Mg para retirar metales divalentes, demostrándose que con este sistema de tratamiento pasivo se puede lograr eliminar casi la totalidad de metales de un AMD.

Una última y reciente experiencia de recuperación en la FPI de la provincia de Huelva que no debemos dejar de mencionar es la de **Mina Poderosa**, en el término municipal de El Campillo (Huelva), llevada a cabo en los últimos años y sometida a estudio 15 años después de su recuperación, para realizar una comparativa entre las condiciones actuales y las anteriores a la restauración. Para ello se utilizaron indicadores de reactividad química, fertilidad y salud del suelo, así como examen de los progresos y la eficacia de las medidas aplicadas.

Se obtuvieron veinte muestras extraídas de hasta 20 cm de profundidad para caracterización física y química del suelo de la mina a cielo abierto y de la zona de eliminación de residuos, mediante muestreo aleatorio estratificado (Fernández-Caliani *et al.*, 2021). Además, se seleccionaron siete lugares de muestreo de la capa superior del suelo para realizar pruebas microbiológicas, comprobándose en los resultados el cambio notable durante el periodo de estudio de 2003 (restauración de la mina) a 2018 (realización del estudio comparativo) (Figura 28). Se observaron mejoras generales en propiedades fundamentales como estabilidad estructural del suelo, capacidad de intercambio catiónico, grado de saturación de la base, carbono orgánico del suelo y fósforo disponible.

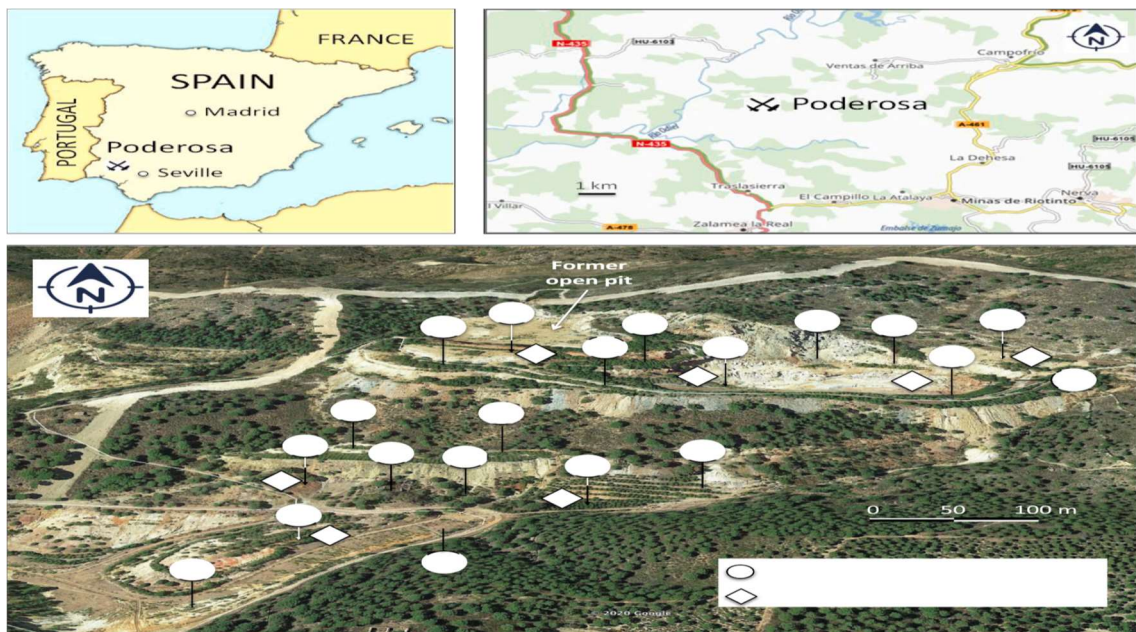


Figura 28. Mapas de localización de la Mina Poderosa. Fotografía aérea con los puntos de muestreo para análisis de suelos (círculos) y test microbiológicos (rombos). (Fernández-Caliani *et al.*, 2021)

Antes de la recuperación, el suelo de la mina no era capaz de mantener la vegetación por la hiperacidez y elevados niveles de metales tóxicos y deficiencia de nutrientes. El uso combinado de cal de remolacha azucarera y biosólidos compostados como enmienda del suelo, de bajo coste y disponible localmente en la zona, fue un remedio eficaz para neutralizar la acidez activa y la intercambiable, reduciendo así la movilidad, la absorción por las plantas y la bioaccesibilidad humana de los oligoelementos. Esa enmienda permitió también mejorar la fertilidad del suelo, el almacenamiento de carbono y la disponibilidad de nutrientes, así como biomasa microbiana (bacterias y hongos). Se realizó además una revegetación con especies vegetales como *Pinus pinea* y *Nerium oleander*, demostrando ser una estrategia exitosa para crear una cubierta vegetal estéticamente agradable y ambientalmente acorde con el paisaje no perturbado de alrededor.

De todos modos, deberían aún hacerse más esfuerzos para controlar el efecto de los hongos y fitotóxico a lo largo del tiempo, así como evitar la bioaccesibilidad de los metales residuales, en especial Cd, Cu y Zn.

Los conocimientos adquiridos a partir de la experiencia de recuperación de tierras de Mina Poderosa han proporcionado a la comunidad científica criterios de éxito para contribuir a la ayuda frente a la atenuación natural de otros emplazamientos mineros abandonados en otros lugares del mundo.

En un primer intento de restauración de la Mina Poderosa en los años 90, se comprobó la baja efectividad de las medidas llevadas a cabo por la Junta de Andalucía durante 1993-1994 en un plan de recuperación del emplazamiento que incluía la retirada de los residuos mineros sulfídicos con vertido en la antigua mina a cielo abierto, rellenando y recubriendo con una capa sellante de materiales ricos en arcilla compactada de baja permeabilidad (Saiz y Ceacero, 2008) en un intento de evitar la generación de AMD. Además de la limpieza, que dejó un paisaje estéril de vegetación, se realizó una revegetación posterior con el objetivo de usar la tierra para silvicultura y hábitat de la vida silvestre.

Antes de la recuperación definitiva efectuada, se investiga el material de superficie (Saiz, 2004), llegándose a la conclusión de que la mina se caracterizaba por un suelo en general con estructura de baja capacidad de retención de agua, valores de pH extremadamente ácidos y bajos nutrientes. La oxidación de sulfuros se mostraba como la principal fuente dominante de acidez.

El contenido de azufre pirítico llegó a ser del 2,6% en los lugares donde existían minerales de sulfuro, mientras que el suelo estaba agotado en minerales neutralizadores de ácidos, así como bajos niveles de carbono orgánico total. La acidez generada por la disolución oxidativa de los sulfuros, condujo a la liberación de elementos traza muy tóxicos en las concentraciones siguientes analizadas por Saiz (2004): *4080 mg/kg de Pb, 536 mg/kg de As, 632 mg/kg de Cu, 1040 mg/kg de Zn y 56,6 mg/kg de Hg (en la zona a cielo abierto); y 2160 mg/kg de Pb, 542 mg/kg de As, 298 mg/kg de Cu, 174 mg/kg de Zn y 4,22 mg/kg de Hg (en la zona de vertederos)*, mostrándose evidencia de la mayor contaminación por elementos traza en la zona a cielo abierto que en vertedero, mejorando tras la recuperación mucho más en cielo abierto (Figura 29).

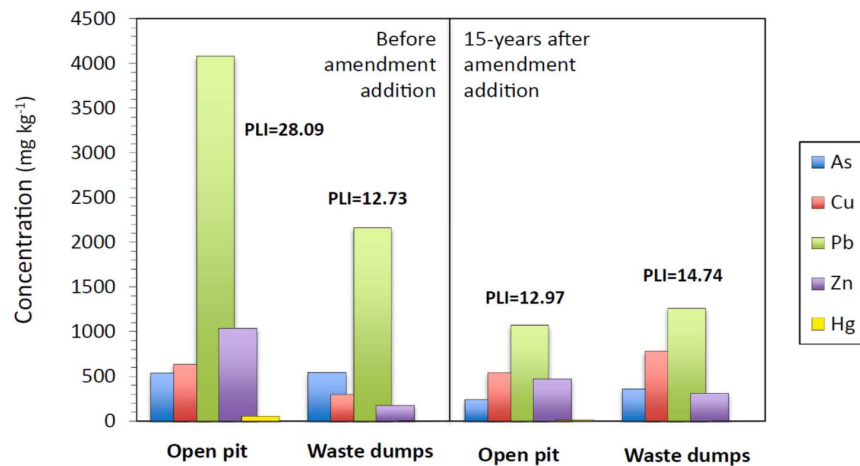


Figura 29. Concentración de elementos traza contaminantes en el suelo de Mina Poderosa antes y después de la restauración (cielo abierto y vertedero). (Fernández-Caliani *et al.*, 2021)

El plan de recuperación posterior a la extracción se llevó a cabo de acuerdo con la estrategia de recuperación de los suelos afectados por el vertido minero de Aznalcóllar en 1998. Se eliminaron los residuos sulfurados con retroexcavadoras, hasta 30 cm de profundidad, y se selló el material retirado con arcillas compactadas de baja permeabilidad como se indicó anteriormente. Además, se construyeron canales perimetrales para recoger los flujos de agua de los desagües, y se procuró estabilizar los taludes para facilitar el restablecimiento de la vegetación. Pero, debido a la fuerte acidez de los residuos mineros, hubo que hacer un tratamiento previo para aumentar el pH del suelo y reducir la movilidad de los metales para mejorar la disponibilidad de nutrientes y que así pudiera realizarse dicha revegetación. Esto se consiguió añadiendo enmiendas orgánicas de origen local como la cal de la remolacha azucarera como indicábamos anteriormente, así como biosólidos compostados de una instalación de tratamiento de aguas residuales cercana para aportar materia orgánica y nutrientes, mejorando así la fertilidad y productividad del suelo (Saiz y Ceacero, 2008).

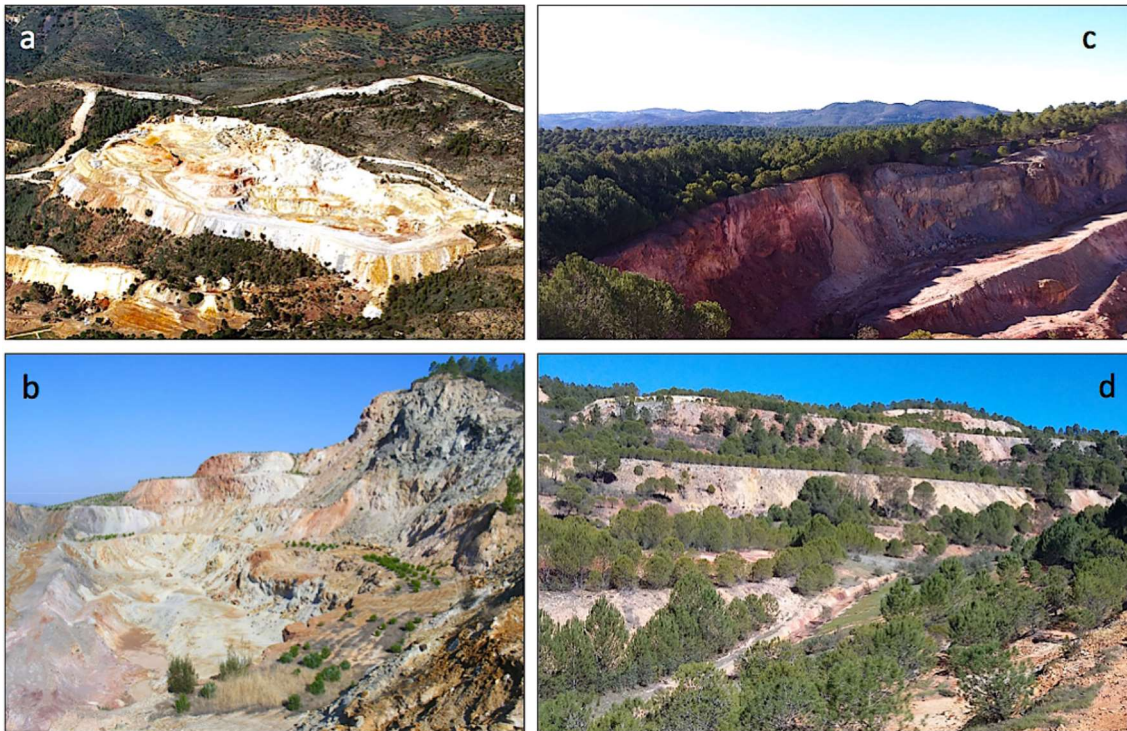


Figura 30. Fotos de campo de los espacios de Mina Poderosa: a) antes de la restauración; b) poco después de la revegetación; c) área cielo abierto 15 años después; d) área vertederos 15 años después. (Fernández-Caliani *et al.*, 2021)

Una vez realizadas las enmiendas y preparado el terreno, no se realizó la revegetación con árboles y arbustos de hoja perenne hasta el 2005 (por la falta de lluvias) nativos de la región mediterránea, tolerantes a la sequía (Figura 30).

Las especies elegidas, como ya se mencionó, fueron *Pinus Pinea* (pino piñonero, habitual en la reforestación de suelos ácidos y deficientes en nutrientes) y *Nerium oleander* (adelfa, en las riberas de los arroyos para crear un efecto ribereño).

En definitiva, se demostró con este estudio que la calidad del suelo de Mina Poderosa mejoró notablemente en ese intervalo de 15 años de 2003 a 2018, con limpieza, enmiendas orgánicas y revegetación con especies locales, mejorando ostensiblemente las propiedades del suelo. Esta experiencia puede ser aplicada para mejorar por supuesto otras zonas mineras afectadas no solo de la FPI objeto de nuestro estudio, sino también en otras minas a nivel global.



Figura 31. A) Localización de la boca de la galería con relación a la corta de Mina Poderosa y al río Odiel. B) Encharcamientos afectados por AMD en la corta; C) boca de la galería de mina; D) arroyo que surge de la galería de mina; E) Confluencia del arroyo contaminado con AMD en el río Odiel. (Fotos: F. Córdoba)

Sin embargo, la corta sigue generando AMD con un pH en torno a 2,0. En una galería de la mina Poderosa situada a aproximadamente 1 km del punto central de la corta, surge un pequeño arroyo extremadamente ácido, que se alimenta de las filtraciones de agua de lluvia que riega la mina. Este arroyo lleva sus aguas muy afectadas por AMD hasta el río Odiel situado a unos 500 m de distancia (Fig. 31). Este hecho demuestra las dificultades de remediación de un punto de generación de AMD, a pesar de la exitosa restauración de su entorno.

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La problemática existente en la Faja Pirítica Ibérica (FPI) queda demostrada a lo largo de este trabajo de revisión de experiencias de contaminación y de recuperación de espacios mineros. Ya indicábamos que el problema principal en la zona estudiada consiste en el Drenaje Ácido de Mina (AMD) en el cual entran en juego tres factores determinantes: la presencia de minerales de sulfuro, de agua o atmósfera húmeda y de un agente oxidante como el oxígeno de la atmósfera o de fuentes químicas. A todo ello se une la actividad minera continua que se viene produciendo en la FPI desde hace casi 5000 años, en una zona considerada como una de las mayores provincias de sulfuros masivos del mundo, con una cantidad de menas polimetálicas de casi 1500 Mt. Además, debemos añadir que las bacterias pueden acelerar la tasa de generación de ácido con su actividad metabólica adquiriendo por lo tanto un papel muy importante el factor biológico en la excesiva y continua producción de drenajes ácidos.

En la zona de estudio, dentro de la FPI, hemos visto como los principales ríos afectados son el Tinto y el Odiel, disponiendo este último de cinco veces más caudal, además de mayor superficie y longitud, siendo por lo tanto el principal vehículo de contaminación hacia la ría de Huelva en su estuario. La contaminación por metales de ambos conjuntamente se cifra en cantidades elevadas de los metales principales (Fe, Al, Zn, Cu, Mn) y además cantidades menores de otros metales varios (Co, Pb y As). De los datos surge la necesidad de plantear soluciones o tratamientos a esta contaminación masiva que viene produciéndose hace tantos años debido precisamente a que los cauces mencionados atraviesan la zona de sulfuros que comentábamos. Es por ello por lo que se recurre a diferentes mecanismos de tratamiento de dichas aguas ácidas, mecanismos que permitan combatir este problema evitando el principal inconveniente: los costes económicos de esta recuperación ambiental. En el caso de la FPI hemos podido comprobar cómo el aporte de contaminantes no proviene de un punto o foco único, sino que son muchas las minas de las que surgen drenajes ácidos que aportan contaminantes a los cauces de los ríos más afectados como decíamos, el Tinto y el Odiel, y cuya carga contaminante se mantiene incluso una vez en la desembocadura en la ría de Huelva.

Son muy variadas las actividades y estructuras responsables de estos focos contaminantes tal y como estudiamos (la trituración, el lavado, la cementación natural o artificial, la fundición o la tostación, así como las teleras, escombreras o desagües). Se podría valorar como una de las causas de la contaminación por AMD, además de estas actividades y estructuras mineras, las razones que describimos al principio relacionadas con las características geológicas de la zona, la acción antrópica e incluso la actividad bacteriana acelerando las reacciones con su metabolismo. En cuanto a las consecuencias de este grave proceso de contaminación, podemos citar como principales la pérdida de biodiversidad, o la acumulación de contaminantes metálicos en la cadena trófica, que pueden causar daños muy perjudiciales e incluso de carácter letal para los organismos y también al ser humano, incidiendo además negativamente en ecosistemas y en el propio consumo de esas aguas.

Además, no podemos olvidarnos del daño que estas aguas ejercen en las estructuras metálicas o de hormigón, con las consecuencias estructurales que ello provoca.

Los principales responsables de que en las aguas naturales exista un aumento de acidez considerable con respecto a su estado natural, son como decíamos los drenajes de las minas, los vertidos industriales y la lluvia ácida. A todo ello hay que asociar las principales causas de la gravedad del problema de los metales pesados, es decir, que no son biodegradables, que se “bioacumulan” y se “biomagnifican” y que son letales solo a concentraciones concretas, ya que los hay esenciales para la fisiología de los organismos vivos, pero únicamente en cantidades determinadas.

En la actualidad, es cierto que existen exigentes requerimientos ambientales para la minería activa, pero el problema reside en la cantidad de residuos y focos contaminantes que se mantienen de la histórica actividad minera de hace miles de años en nuestra zona geológica. Debido a ello, siguen sin poder utilizarse aguas para consumo ya que los embalses tanto del Sancho como de Alcolea (actualmente inactivo y en construcción) reciben aportes contaminantes que degradan su calidad y perjudican enormemente. La magnitud del problema es tan importante en algunas de las zonas indicadas, que parece más bien poco probable el evitar las elevadas cantidades de vertidos que estos ríos reciben, lo cual supondría además una elevada inversión económica.

De ahí la necesidad de realizar investigaciones que permitan la inversión en tratamientos pasivos de bajo impacto económico, lo cual pueda permitir recuperar medioambientalmente la zona, como algunas ya realizadas en la cuenca del río Odiel, como el tratamiento pasivo de sustrato alcalino disperso (DAS). Además de este tipo de tratamiento más avanzado tecnológicamente y del que hablaremos luego, vimos como existían diversos tipos de tratamientos pasivos que habían sido los más utilizados por los investigadores. Los sistemas pasivos son en definitiva tecnologías eficaces y limpias en la lucha y control de la contaminación por AMD, debido a su gran aplicabilidad en el tratamiento de aguas ácidas de minas tanto de carbón como de carga metálica, así como su menor coste en comparación con los activos.

En la Tabla 15 podemos apreciar los diferentes tipos de tratamientos citados con sus ventajas e inconvenientes principales:

Tratamiento pasivo de AMD	<u>Humedales Aerobios</u>	<u>Balsas Orgánicas</u>	<u>Drenajes Anóxicos Calizos (ALD)</u>	<u>Sistemas Alcalinidad (SAPS)</u>	<u>Barrera Permeable (PRB)</u>	<u>Sustrato Alcalino Disperso (DAS)</u>
<i>Ventajas</i>	Bacterias oxidantes: precipitación Fe	Reducción Fe condiciones anóxicas: alcalinidad	Mayor profundidad, condiciones anóxicas, alcalinidad.	Aguas muy ácidas, menor superficie ocupada.	En aguas subterráneas con AMD	Adecuado para AMD muy ácido y muchos metales pesados
<i>Inconvenientes</i>	Capa fina de agua. Flujo lento.	Capa fina de agua. Necesaria materia orgánica.	No apropiado para AMD con mucho O, Fe y Al.	Tiempos de permanencia elevados. Combinado con otro tratamiento.	Sistema aún poco probado.	Requiere diversidad de sustratos alcalinos.

Tabla 15. Ventajas e inconvenientes de los diferentes tratamientos pasivos (Elaboración propia).

Precisamente por el motivo de que tienen gran aplicabilidad en el tratamiento de agua ácida de mina, es necesario continuar con la investigación para poder optimizar sus procesos de funcionamiento, tratando de este modo mejorar la eficiencia de los diseños que puedan presentar mayores dificultades. En el caso de las barreras permeables por ejemplo se hace aún más necesaria la investigación y mejora, ya que las experiencias acometidas con ellas son hoy día escasas y quedan muchos aspectos por mejorar. La profundización en el conocimiento del comportamiento de los diferentes materiales en la barrera, de los procesos geoquímicos que se producen en ella, la evolución en el tiempo de la eficiencia reactiva y de las características hidrodinámicas de las barreras constituidas por diferentes materiales, etc., son algunos de los temas que deben ser tratados para que estos sistemas puedan mejorarse y ser ampliamente utilizados a la hora de resolver problemas de contaminación de aguas subterráneas por AMD.

Los sistemas pasivos se muestran como los más adecuados para zonas mineras abandonadas, debido a sus bajos costes de construcción e instalación, así como operación y mantenimiento, en comparación con otros sistemas activos convencionales. Estamos hablando de tecnologías emergentes, que se nos antojan imprescindibles si tenemos en cuenta la gran cantidad de superficies de terrenos afectados por actividades mineras con problemas de calidad de agua y suelos por la existencia de AMD, siendo nuestra FPI uno de los principales exponentes con sus consecuencias en las cuencas de los ríos Tinto y Odiel como ya analizamos, motivo por el cual el futuro de estos sistemas de tratamiento es prometedor, aunque también lo es ya su presente.

Hemos podido estudiar a nivel global muchas soluciones adoptadas por diferentes países en el apartado de casos de recuperación en el mundo, pero si nos centramos en los casos de recuperación a nivel local en la FPI, vimos como el sistema más efectivo hoy día es el Sustrato Alcalino Disperso (DAS) aplicado en las minas Monte Romero, Esperanza y Concepción, además de Mina Poderosa donde se han efectuado tratamientos de remediación igualmente efectivos del suelo a base de enmiendas. Dicho método es hoy día de los más contrastados y con mayor eficiencia.

En la Tabla 16 podemos apreciar una comparativa en cuanto a las experiencias de recuperación en las minas estudiadas, además de la recuperación del suelo de Mina Poderosa, todas ellas en la FPI en Huelva:

MINAS FPI TRATADAS HUELVA	<u>Sistema de tratamiento utilizado</u>	<u>Reducción de contaminantes</u>	<u>Proyecto en el que se enmarca la recuperación</u>
<i>Monte Romero</i>	DAS	Dique de 100 m ³ Sulfatos -68% Metales -95% PH 6-8	TECNO
<i>Esperanza</i>	DAS	7000 m ³ tratados Sulfatos -68% Metales -85% PH 6-7	TAAM
<i>Concepción</i>	DAS	20000 m ³ tratados Sulfatos -70% Metales -95% PH 7	Life ETAD
<i>Poderosa</i>	Enmiendas y Revegetación (Suelo)	Reducción de PTE (Elementos trazas potencialmente contaminantes)	Restauración de suelos degradados por AMD

Tabla 16. Comparativa recuperaciones Monte Romero-Concepción-Esperanza-Poderosa (Huelva). (Elaboración Propia)

En la tabla propuesta, podemos observar cómo se desarrollan de manera exitosa las distintas experiencias de recuperación en la FPI, basándose todas en el sistema de tratamiento pasivo más avanzado que se suele utilizar en la actualidad, el Sustrato Alcalino Disperso (DAS), con resultados experimentales muy satisfactorios reduciéndose los niveles de contaminación de las aguas ácidas tanto en su concentración en metales como en la cantidad de sulfatos, condiciones no asumibles por otros sistemas de tratamiento pasivo más convencionales. La labor investigativa en recuperación de espacios mineros contaminados por AMD ha permitido el desarrollo de un mecanismo de solución con potencial amplio, que seguirá mejorando con la continuación de dicha investigación.

En cuanto a la remediación en la FPI de la zona portuguesa, vimos varios ejemplos de minas abandonadas recuperadas como Aljustrel, Lousal y Sao Domingos. Ya comprobamos cómo la fitorremediación era una buena solución al problema que nos ocupa, y para su éxito es fundamental la selección de las especies vegetales adecuadas. Se deben seguir dos criterios fundamentales durante la selección de ellas, los cuales suelen ser la resistencia de la planta a altas concentraciones de elementos traza potencialmente peligrosos y la alta producción de biomasa. En el caso de la fitoestabilización, las plantas que se seleccionen serán específicamente por su capacidad para inmovilizar los contaminantes metálicos en la zona de la raíz, en lugar de acumularlos en los tejidos del tallo (Solís-Domínguez *et al.*, 2012). Hay algunas especies vegetales que pueden crecer y colonizar suelos con propiedades desfavorables y altos niveles de metales pesados, lo que indica cierta tolerancia a ellos. Las plantas capaces de tolerar las toxicidades de estos elementos químicos y además crecer en este tipo de suelos se denominan *metalófitas*, siendo algunas incluso acumuladoras de metales en sus tejidos. Por todo ello, será muy importante evaluar las especies nativas de los suelos afectados por las actividades mineras de la FPI ya que habrá entre ellas opciones para ser utilizadas en la revegetación de suelos de áreas rehabilitadas o en proyectos de fitorremediación (De la Fuente *et al.*, 2010).

Otro aspecto que supone una ventaja a la hora de utilizar las plantas nativas tolerantes en estas estrategias de fitorremediación en las minas de la FPI es su adaptabilidad al duro clima semiárido de la zona mediterránea. En el caso de la mina de Aljustrel, por ejemplo, la temperatura máxima puede alcanzar los 40°C en verano, y los 5°C de mínima en invierno, con precipitaciones bajas y concentradas en el periodo húmedo. En la zona más contaminada incluso (Algares), ya rehabilitada, se encontró que *Cistus ladanifer* (Figura 32), estaba colonizando la zona y evaluaron su comportamiento respecto a la captación y acumulación de metales, comprobándose así su mecanismo restrictivo a la absorción de Cu y Pb (Alvarenga *et al.*, 2004).



Figura 32. Planta nativa *Cistus ladanifer* en la mina Aljustrel (Alvarenga *et al.*, 2004).

En la siguiente tabla podemos observar algunas de las distintas especies de plantas utilizadas en diversos proyectos de recuperación o remediación de minas de la FPI (Mourinha *et al.*, 2022):

PLANTAS UTILIZADAS	ESTUDIO REALIZADO	CARACTERÍSTICAS
<i>Erica australis</i> y <i>Nerium oleander</i>	Río Tinto (Huelva, España), suelos con extrema acidez y elevadas concentraciones de metales (ej. Cu, Cd, Pb)	<i>E. australis</i> : etapas tempranas de los programas de fitoestabilización, para mejorar sustrato y sus propiedades físicas y químicas, y favorecer el establecimiento de especies menos tolerantes, como <i>N. oleander</i> .
<i>Erica andevalensis</i>	Río Tinto residuos de mina con altas concentraciones de As, Pb, Cu y Fe.	La capacidad de <i>E. andevalensis</i> para crecer en sustratos contaminados, la convierte en un buen candidato para ser utilizado en la fitoestabilización de los residuos mineros de Río Tinto
<i>Pinus pinaster</i> y <i>Quercus Rotundifolia</i>	Mina de São Domingos, con altas concentraciones de Pb, Zn, As, y Sb	Los bajos factores de translocación en general evidencian su capacidad para ser utilizada en proyectos de fitoestabilización
<i>Cistus ladanifer</i>	Suelos mineros de Lousal y Aljustrel, con bajo pH y elevadas concentraciones de Mn, Cu, Pb y Zn	<i>C. ladanifer</i> demostró la capacidad de crecer en suelos contaminados, siendo un excluyente de Cu y Pb e indicador de Zn, lo que la convierte en una buena candidata para ser utilizada en la fitoestabilización de zonas mineras similares.
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Valle del Guadiamar, afectado por la mina tóxica de Aznalcóllar.	<i>E. camaldulensis</i> toleró elevadas concentraciones de metales en el suelo, presentan bajos coeficientes de bioacumulación para esos elementos, y tienen un crecimiento rápido y un sistema radicular, por lo que son adecuadas para fitoestabilización

Tabla 17. Plantas nativas usadas en proyectos de restauración de minas de la FPI (Fuentes varias)

En resumen, en muchos países del mundo, se lleva hoy en día a cabo la recuperación de tierras alteradas por actividades mineras, aplicando una capa de suelo fértil además de fertilizantes, cal, cenizas y residuos industriales continuado todo ello con la plantación de especies perennes. No se le ha dado especial importancia en las últimas décadas a los tipos de fertilizantes no tradicionales como lodos de depuradora o turbas, aunque deberían de considerarse este tipo de recursos, ya que estos lodos activados que se forman como residuos pueden ser muy beneficiosos en el tratamiento de las aguas ácidas, evitando sus acumulaciones incontroladas que contaminan el medio ambiente (Malovanyy *et al.*, 2019).

Las medidas para eliminar los daños a la naturaleza son cada vez más importantes y relevantes para nosotros, haciéndose muy necesario un cambio de mentalidad, de producción industrial a producción ambiental con los cambios que asocian ambos conceptos. La restauración o recuperación de las tierras alteradas por la minería mediante recuperación biológica toman una parte fundamental de este problema, tratándose de realizar un uso racional de los recursos naturales de los que disponemos y la protección del medio ambiente. Es por lo tanto fundamental elegir en qué dirección se quiere realizar la recuperación de los espacios alterados, según los intereses particulares de cada uno de los países industrializados. El enfoque correcto hará que miles de hectáreas sean devueltas a su actividad original previa a la contaminación producida por el AMD y el resto de las actividades mineras.

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES

1. Los procesos que generan el AMD son de origen natural, debido al contacto de material sulfurado de minerales y rocas con el agua y el oxígeno de la atmósfera, así como la actividad metabólica de ciertos grupos bacterianos, lo cual junto a la acción del hombre desde hace cientos de años en la minería, provoca que se aceleren las tasas de generación del ácido, desempeñando un papel decisivo en este proceso. Los principales factores que deben entrar en juego por lo tanto para que se produzca el drenaje ácido de mina son: la presencia de minerales de sulfuro, la existencia de agua o una atmósfera húmeda y la acción de un agente oxidante como el oxígeno, responsable de la oxidación de los minerales y generación de sulfatos y otros contaminantes metálicos a partir del sulfuro, produciendo de esa manera la acidez y bajada de pH de esas aguas, aunque su función oxidante se dará tan solo a $\text{pH} > 4$, actuando como oxidante el Fe^{3+} producido por bacterias acidófilas quimiolitotrofas por debajo de ese pH.

2. La Faja Pirítica Ibérica (FPI) es la principal responsable, unida a los factores anteriores, de que en nuestra zona geológica se produzcan tan elevados niveles de Drenaje Ácido de Mina (AMD). Esta estructura geológica, atravesada por los ríos Tinto y Odiel, está catalogada como la provincia de sulfuros masivos más grande del mundo, motivo por el cual son más elevadas las probabilidades de que los materiales sulfurados de minerales y rocas terminen generando la acidez comentada por los motivos descritos anteriormente, al reaccionar dichos sulfuros existentes con los factores determinantes que generan esos sulfatos, acidez y otros contaminantes metálicos.

3. Debido a que la actividad minera, responsable de la generación continua de AMD en la FPI junto con el resto de factores que ya hemos indicado como determinantes, viene teniendo lugar desde hace cientos de años y ciertas actividades y estructuras contaminantes persisten actualmente (ya sea de actividades mineras antiguas o de nuevas explotaciones), se plantea imprescindible la necesidad de conocer y someter a cierto control dichas formaciones como escombreras o teleras, que aún hoy día siguen generando focos de contaminación y acidez. Es importante por lo tanto estudiar en profundidad estas instalaciones de manera que se pueda lograr una prevención, mitigación o mejora de estas para que dejen de producir efectos negativos para el medio.

4. Las principales consecuencias del problema del AMD son: la ingente generación de metales pesados que se producen, los cuales no son biodegradables, los problemas de bioacumulación de estos en los organismos vivos, y posteriormente la biomagnificación al pasar a otros organismos a través de la cadena trófica. Por último, la influencia de dichos metales en la fisiología de los seres vivos, ya que algunos suelen ser necesarios en unas cantidades concretas, y letales para otras concentraciones.

5. La situación actual, principalmente en nuestros cauces del río Tinto y el Odiel, que hoy día siguen viéndose afectados por la problemática que estudiamos, es que se ven restringidos distintos usos como el agrícola, o el propio consumo humano por la afección a embalses como el del Sancho o el de Alcolea (hoy día sin actividad), cuyas aguas se ven afectadas aún por este problema.

6. Se puede llegar a la conclusión de que, en multitud de zonas del planeta, se produce la misma afección ácida por problemas de AMD en zonas mineras, y encontramos multitud de ejemplos de recuperación en distintas zonas, enfocadas según la necesidad de cada lugar (agrícolas, industriales, forestales o silvícolas). Podemos tomar ejemplo de las distintas restauraciones llevadas a cabo en cada situación.

7. En la FPI, la cual nos afecta más a nivel local, podemos ver cómo se han realizado distintas actuaciones y recuperaciones de diversos enclaves mineros afectados desde hace años por la actividad minera y los problemas derivados del AMD. Gracias a las investigaciones y a los proyectos que las han apoyado como el Life ETAD y TAAM, se han podido comenzar a realizar recuperaciones de minas como Monte Romero, Esperanza, Concepción y Poderosa en parte también gracias a los sistemas de tratamiento pasivos que hemos estudiado, sobre todo el DAS (Sustrato Alcalino Disperso), así como las distintas enmiendas efectivas del suelo. Igualmente, existen experiencias cercanas de recuperación en la FPI a nivel del sector portugués, con recuperaciones en minas abandonadas como Aljustrel, Lousal o Sao Domingos.

El objetivo principal de este trabajo ha sido el estudio de la problemática derivada del AMD a nivel mundial y especialmente a nivel local en la FPI, recopilándose experiencias de recuperación y sistemas adecuados para ello y obteniendo de este modo una visión global de la realidad existente relacionada con esta problemática. Es fundamental que se continúe la labor investigativa y se alcancen las mejoras técnicas y tecnológicas que permitan seguir avanzando en la mejora de estos aspectos, por muchos motivos: la prevención de la contaminación del medio hídrico, la recuperación de la biodiversidad actualmente en peligro, la mejora de la calidad de esas aguas como bien de consumo y el mantenimiento de un sistema ecológico acorde, en el que aunque se mantengan ciertas condiciones que hacen de estos paisajes algo único y singular, no terminen suponiendo debido a su magnitud un problema de degradación e impacto ambiental de cada vez mayores dimensiones.

CAPÍTULO 7. REFERENCIAS Y NORMATIVAS

Acero, P., Ayora, C., Torrento, C. y Nieto, J.M. (2006): The behavior of trace elements during schwertmannite precipitation and subsequent transformation into goethite and jarosite.

Aduvire, O. (2006). Drenaje Ácido de Mina: generación y tratamiento. Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente.

Aguilera, A. (2013). Eukaryotic Organisms in Extreme Acidic Environments, the Río Tinto Case. *Life* 3: 363-374.

Akcil, A. y Koldas, S., (2005). Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies.

Alcoa (2014). Bauxite Mining, Jarrahdale. Recuperado el 29 de Octubre de 2014, de http://www.alcoa.com/australia/en/info_page/mining_jarrahdale.asp

Alvarado, N., Carrión, P., Saeteros, M. y Olivo, S. (2018). Propuesta metodológica de recuperación de espacios mineros para el desarrollo de comunidades. (C.I.P.A.T.)

Alvarenga, P.; Rodrigues, D.; Mourinha, C.; Palma, P.; de Varennes, A.; Cruz, N.; Tarelho, L.A.C. y Rodrigues, S. (2019). Use of Wastes from the Pulp and Paper Industry for the Remediation of Soils Degraded by Mining Activities: Chemical, Biochemical and Ecotoxicological Effects. *Sci. Total, Environ.* 2019, 686, 1152–1163.

Álvarez, J. M., Gallo, C., y Martínez, A. R. (2008). De Robert Morris a Eden Project: otras formas de rehabilitación minera para uso público. Brasil: Universidade da Coruña.

Álvarez-Valero, A.M.; Pérez-López, R.; Matos, J.; Capitán, M.A.; Nieto, J.M.; Sáez, R.; Delgado, J. y Caraballo, M. (2008). Potential Environmental Impact at São Domingos Mining District (Iberian Pyrite Belt, SW Iberian Peninsula): Evidence from a Chemical and Mineralogical Characterization. *Environ. Geol.* 2008, 55, 1797–1809.

Amils, R. (2016). Lessons learned from thirty years of geomicrobiological studies of Río Tinto. *Research in Microbiology.* 167: 539-545.

Asta, M.P., Ayora, C., Román-Ross, G., Cama, J., Acero, P., Gault, A.G., Charnock, J.M. y Bardelli, F. (2010): Natural attenuation of arsenic in the Tinto Santa Rosa acid stream (Iberian Pyritic Belt, SW Spain).

Ayora, C., Caraballo, M., 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. *Environ. Sci. Poll. Res.*, 20, 7837-7853.

Ayora, C., Orden, S., Macías, F., y Nieto, J.M. (2020). Drenaje Ácido de Minas en la Faja Pirítica Ibérica: Geoquímica, tratamiento pasivo y sus residuos en una economía circular. Universidad de Oviedo, Servicio de publicaciones.

Begon, M. y Townsend, C.R. (1999). Ecology: from individuals to ecosystems. Blackwell Publishers.

Bejarano, J. J. y Estacio, M. N. (2019). Propuesta de tratamiento de drenes anóxico calizo combinado con humedal en la mina Michiquillay- Encañada, 2019 [Tesis de licenciatura, Universidad Privada del Norte].

Bellenberg, S., Díaz, M., Noel, N., Sand, W., Poetsch, A., Guiliani, N., Vera, M. (2014). Biofilm formation, communication and interactions of leaching bacteria during colonization of pyrite and sulfur surfaces. *Research in Microbiology* 165: 773-781

Blazquez, J. M. (1980). Administración de las minas en época romana. Biblioteca virtual Miguel de Cervantes.

Bolzicco, J., Carrera, J., Ayora, C., Ceron, J.C. y Fernández, I. (2001). Comportamiento y evolución de una barrera geoquímica experimental en el río Agrío Aznalcóllar España. En: Ballester, A., Grima, J., López, J. y Rodríguez, L. (eds.), *Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos Contaminados*. Grafistaff, Madrid, 35-46.

Brix, H. (1993). Wastewater treatment in constructed wetlands: systems design, removal processes and treatment performance. En: G. A. Moshiri (ed.) *Constructed-Wetlands for Water Quality Improvement*, CRC Press, Boca Raton, 9-22.

Bryan, T., Powell, S., Yasmin, N., Hamilton, S., Thibodeau, S., Vogelstein, B. y Kinzler, K. (1992). APC mutations occur early during colorectal tumorigenesis. *Nature Publishing Group*.

Brodie, G.A., Britt, C. R., Tomaszewski, T.M. y Taylor, H.N. (1993). Anoxic limestone drains to enhance performance of aerobic acid drainage treatment wetlands: experiences of the Tennessee Valley Authority. En: G. A. Moshiri (ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, CRC Press, Boca Raton, 129-138.

Candeias, C.; da Silva, E.F.; Salgueiro, A.R.; Pereira, H.G.; Reis, A.P.; Patinha, C.; Matos, J.X. y Ávila, P.H. (2011) Assessment of Soil Contamination by Potentially Toxic Elements in the Aljustrel Mining Area in Order to Implement Soil Reclamation Strategies. *Land Degrad. Dev.* 2011, 22, 565–585.

Cánovas, C.R. (2008). La calidad del agua de los ríos Tinto y Odiel. Evolución temporal y factores condicionantes de la movilidad de los metales. Tesis Doctoral, Univ. de Huelva, 353 p.

Cánovas C.R., Olias M., Nieto J.M., Sarmiento A.M. y Cerón, J.C. (2007): Hydrogeochemical characteristics of the Odiel and Tinto rivers (SW Spain). Factors controlling metal contents. *Science of the Total Environment*, 373: 363-382.

Canty, M. (2000). Innovative in situ treatment of acid mine drainage using sulfate-reducing bacteria. *ICARD 2000*, 1139-1147.

Cañizares Ruiz, M.C. (2011). Patrimonio, parques mineros y turismo en España. *Cuadernos de Turismo*, (27), 133–153. Recuperado a partir de <https://revistas.um.es/turismo/article/view/139801>

Caraballo, M.A., Rötting, T.S., Macías, F., Nieto, J.M. y Ayora, C. (2009): Field multistep limestone and MgO passive system to treat acid mine drainage with high metal concentration.

Caraballo, M.A., Macías, F., Rötting, T.S., Nieto J.M. y Ayora, C. (2011): Long term remediation of highly polluted acid mine drainage: A sustainable approach to restore the Environmental quality of the Odiel river basin. *Environmental Pollution*, 159:3613-3619.

Centeno, J. y Rial, J. (2014). Un paso al desarrollo sustentable: de la casuística a la reutilización planificada de ex-labores mineras. *Jornadas de Patrimonio Industrial Minero y Desarrollo Local*. Universidad Santa Elena Ecuador.

Commonwealth of Pennsylvania (1994). *Water Quality Assessment in Western Pennsylvania Watershed*.

Córdoba, F. (2022). *Las bacterias extremófilas de los ríos ácidos de Huelva*. Publicaciones de la Universidad de Huelva (en prensa).

CSI Grupo de Trabajo 5 (Biodiversity & Land Stewardship) (2011). *Guía para la Rehabilitación de Canteras*. Suiza: Consejo Mundial Empresarial para el Desarrollo Sostenible (WBCSD).

Davis, R.A. Jr, Welty, A.T., Borrego, J., Morales, J.A., Pendón, J.G. y Ryan, J.G. (2000). Rio Tinto estuary (Spain): 5000 years of pollution. *Environmental Geology*, 39: 1107-1116.

Del Romero, L. (2009). *Planificación territorial en regiones industriales maduras: el caso del Ruhr (Alemania)*. Biblioteca Virtual Miguel de Cervantes.

De la Fuente, V.; Rufo, L.; Rodríguez, N.; Amils, R. y Zuluaga, J. (2010). Metal Accumulation Screening of the Río Tinto Flora (Huelva, Spain). *Biol. Trace Elem. Res.* 2010, 134, 318–341.

Dev, S., Galey, M., Chun, C. L., Novotny, C., Ghosh, T. y Aggarwal, S. (2021). Enrichment of psychrophilic and acidophilic sulfate-reducing bacterial consortia – a solution toward acid mine drainage treatment in cold regions. *Environmental Science: Processes y amp; Impacts*, 23(12), 2007–2020. <https://doi.org/10.1039/d1em00256b>

Dogan P.A. (1999). Characterization of mine waste for prediction of acid mine drainage. In Azcue JM (ed *Environmental impacts of mining activities*. Springer).

EMCBC (1996). The perpetual pollution machine Acid Mine Drainage. BC Mining Control, Canada, 1-6.

Esparza, M., Cárdenas, J.C., Bowien, B., Jedlick, E. y Holmes, D.S. (2010). Genes and pathways for CO₂ fixation in the obligate, chemolithoautotrophic acidophile, *Acidithiobacillus ferrooxidans*, carbon fixation in *A. ferrooxidans*. *BMC Microbiology* 10: 229-241

Evangelou, V.P. (1998). *Environmental soil and water chemistry. Principles and applications*. Wiley-Interscience Publication, 564 pp.

Franklin, J.M., Sangster, D.F. y Lydon, J.W. (1981). Volcanogenic massive sulfide deposits. *Economic Geology*, 75th Anniversary Volume, 485-627.

Feasby, D.G., Tremblay, G.A. y Weatherell, C.J. (1997). A decade of technology improvement to the challenge of acid mine drainage- a Canadian perspective In: *Fourth international conference on acid rock drainage*, 1, i–ix. Vancouver. Canada.

Fenggang, T. y Jingwen, L. (2004). Rehabilitación de las áreas deterioradas de la zona minera del sur de Tangshan (República Popular China). Dubai: Concurso de Buenas Prácticas.

Fernández Rubio, R. (2006). *Rehabilitación de Espacios Mineros Experiencia Española*. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.

Fernández Sánchez, N. (2007). *La recuperación de baldíos minero-industriales en la región Rin-Ruhr (Alemania)*. Asturias: Consejo Económico y Social del Principado de Asturias.

Förstner, U., Wittmann, G.T.W. (1983). *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer-Verlag Berlin.

Fortin, D. y Beveridge, T.J. (1997). Microbial sulphate reduction within sulfidic mine tailings: formation of diagenetic Fe sulfides. *Geomicrobiology J.* 114, 1-21.

Freitas, H.; Prasad, M.N.V. y Pratas, J. (2004). Plant Community Tolerant to Trace Elements Growing on the Degraded Soils of São Domingos Mine in the South East of Portugal: Environmental Implications. *Environ. Int.* 2004, 30, 65–72.

- Fripp, J., Ziemkiewicz, P. y Charkavorki, H. (2000). Acid mine drainage treatment. Ecosystem Management and Restoration Research Program (ERDC TN-EMRRP-SR-14), U. S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS, 7 pp.
- Galván, L. y Olías, M. (2015). Estudio de la contaminación por AMD en la cuenca del río Odiel. Revista de la sociedad española de mineralogía. Macla 20, Julio 2015.
- Galván, L., Olías, M., Fernández de Villarán, J.M., Domingo Santos, J.M., Nieto, J.M., Sarmiento, A.M. y Cánovas, C.R. (2009): Application of the SWAT model to an AMD-affected river (Meca River, SW Spain). Estimation of transported pollutant load. J. Hydro., 377, 445-454.
- Galván, L. (2011): Modelización hidrológica del río Odiel. Aplicación al estudio de la contaminación minera por drenaje ácido de minas. Tesis Doctoral Univ. De Huelva, 447 pp.
- Gammons, C.H., Drury, W.J. y Li, Y. (2000). Seasonal influences on heavy metal attenuation in an anaerobic treatment wetland, Butte, Montana. ICARD 2000, 1159-1168.
- Gang, M., Li, M.M., Zeng, J., Liu, X.X., Zhu, J.Y., Hu, Y.H. y Qiu, G.Z. (2017). Acidithiobacillus ferrooxidans enhanced heavy metals immobilization efficiency in acidic aqueous system through bio-mediated coprecipitation. Trans. Nonferrous Met. Soc. China 27: 1156-1164
- Gardner, J. (2001). Rehabilitación de minas para el mejor uso del terreno: la minería de bauxita en el bosque de Jarrah de Australia Occidental. Revista Internacional de Silvicultura e Industrias Forestales, Unasyuva 207 Vol. 52, 3-8.
- Glass, G.V. (1976) Primary, secondary and meta-analysis of research. Educational Researcher. 5:3-8.
- González-Toril, E., Santofimia, E., López-Pamo, E., García-Moyano, A., Aguilera, A. y Amils, R. (2014). Comparative microbial ecology of the water column of an extreme acidic pit lake, Nuestra Señora del Carmen, and the Río Tinto basin (Iberian Pyrite Belt). International Microbiology 17: 225-233.
- Grande J.A., Beltrán R., Santos J.C., de la Torre M.L. y Borrego J. (2005a). Acid mine drainage and acid rock drainage in the environment of Herrerías Mine (Iberian Pyrite Belt, Huelva-Spain) and impact on the Andévalo dam. Environmental Geology, 47:185–196.

Grande, J.A., (2016). Drenaje ácido de mina de la Faja Pirítica Ibérica: técnicas de estudio e inventario de explotaciones. Servicio de Publicaciones, Universidad de Huelva, 348 p.

Gyure, B., Konopka, A., Brooks, A. y Doemel, W. (1990). Microbial sulphate reduction in acidic (pH 3) stripmine lakes, *FEMS Microbial Ecology*, 73, 193-202.

Hedin, R. (1997). Passive mine water treatment in the Eastern United States. CIWEM National Conference, Minewater treatment using wetlands. Newcastle, 1, 1-15.

Hernández, A. (2004). El parque minero de Almadén. Fundación Almadén.

Johnson, D.B. y Hallberg, K. (2004). Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the total environment*.

Kaar, E. (2010). Afforestation of flattened oil shale quarries. In: Kaar E, Kiviste K (eds) *Mining and rehabilitation in Estonia*. Eesti Maaulikool, Tartu, Estonia, 129-154.

Kadlec, R. y Knight, R. (1996). *Treatment wetlands*. CRC/Lewis Press. USA, 893pp.

kGHM INTERNATIONAL. (2013). Mina Robinson, Nevada, Estados Unidos. Nevada: Responsabilidad Social Corporativa.

Khalid, S.; Shahid, M.; Niazi, N.K.; Murtaza, B.; Bibi, I. y Dumat, C. (2017). A Comparison of Technologies for Remediation of Heavy Metal Contaminated Soils. *J. Geochem. Explor.* 2017, 182, 247–268.

Kirilov, I., y Banov, M. (2017). Ecological characteristics of reclaimed areas in Pernik mines region, Bulgaria. *Agricultural Science and Technology*, 9(2), 151-159. DOI:10.15547/ast.2017.02.027.

Korjus, H., Laarmann, D., Sims, A., Paluots, T. y Kangur, A. (2014). Assessment of novel forest ecosystems on post-mining restoration site in Aidu, Estonia. Local and regional challenges of climate change adaptation and green technologies. In *Proceedings University of West Hungary press*, (pp. 35-44) Sopron, University of West Hungary Press.

Kucera, J., Lochman, J., Bouchal, P., Pakostova, E., Mikulasek, K., Hedrich, S., Janiczek, O., Mandl, M. y Johnson, D.B. (2020). A Model of Aerobic and Anaerobic Metabolism of Hydrogen in the Extremophile *Acidithiobacillus ferrooxidans*. *Front. Microbiol., Sec. Extreme Microbiology*, <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.610836>

Lacalle, R.G.; Becerril, J.M. y Garbisu, C. (2020). Biological Methods of Polluted Soil Remediation for an Effective Economically-Optimal Recovery of Soil Health and Ecosystem Services. *J. Environ. Sci. Public Health* 2020, 4, 112–133.

Lee, S.H.; Ji, W.; Yang, H.-.; Kang, S.Y. y Kang, D.M. (2017) Reclamation of Mine-Degraded Agricultural Soils from Metal Mining: Lessons from 4 Years of Monitoring Activity in Korea. *Environ. Earth Sci.* 2017, 76, 720.

Legwaila, I. A., Lange, E., y Cripps, J. (2015). Quarry reclamation in England: A review of techniques. *Jasmr*, 4(2), 55-79.

Leistel, J.M., Marcoux, E., Thieblemont, D., Quesada, C., Sánchez, A., Almodóvar, G.R., Pascual, E. y Sáez, R. (1998). The volcanic hosted massive sulphide deposits of the Iberian Pyrite Belt. Review and preface to the special issue. *Mineral Deposita*, 33: 2-30.

López Pamo, E., Baretino, D. y Aduvire, O. (2002). Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. *Boletín Geológico y Minero*, 113 (1): 3-21 ISSN: 0366-0176

Lukina, N.V., Chibrik, T.S., Glazyirina, M.A. y Filimonova, E.I. (2015). Biologicheskaya rekultivatsiya i monitoring narushennyih promyshlennostyu zemel. *Hrestomatiya* (in Russian). Moskva: Nauka.

Macías, F., Caraballo, M., Nieto, J.M. y Ayora, C. (2010). Tratamiento pasivo piloto de un drenaje ácido de mina con alta carga metálica en Monte Romero (Faja Pirítica Ibérica). *Macla* 13: 143-144

Márquez-García, B. y Córdoba, F. (2010). Antioxidative system in wild populations of *Erica andevalensis*. *Environmental and Experimental Botany*, 68: 58-65.

Malovanyy, M., Moroz, O., Hnatush, S., Maslovska, O., Zhuk, V., Petrushka, I., Nykyforov, V. y Sereda, F. (2019). Perspective Technologies of the Treatment of the Wastewaters with High Content of Organic Pollutants and Ammoniacal Nitrogen.

Matos, J.X. y Martins, L.P. (2006). Reabilitação ambiental de áreas mineiras do sector português da Faixa Piritosa Ibérica: Estado da arte e perspectivas futuras. *Boletín Geol. Min.* 2006, 117, 289–304.

Mayor Mora, A. (1945). Las fábricas de hierro en Colombia en el siglo XIX. Recuperado el 31 de Octubre de 2014, de Biblioteca Virtual Luis Ángel Arango: <http://www.banrepcultural.org/node/32591>

Ministerio de Minería (2012). Reglamento Cierre Faenas e Instalaciones Mineras. Chile.

Mishra, S., Panda, S., Pradhan, N., Biswal, S., Sukla, L.B. y Mishra, B.K. (2015). Microbe–mineral interactions: exploring avenues towards development of a sustainable microbial technology for coal beneficiation. En: Environmental Microbial Biotechnology, Soil Biology 45, pp: 33-52. L.B. Sukla et al. (eds.). Springer International Publishing Switzerland.

MOPU (1987) Medio Ambiente en España, 1986. Dirección General de Medio Ambiente, 352.

Nicholson, R.V. (1994). Iron-sulfide oxidation mechanism. In White AF, Brantley RJ (Eds). Chemical weathering rates of silicate minerals. Mineralogical Society of America, Env. in Mineralogy, 31: 173-225.

Nieto, J.M., Macías, F. y Ayora, C. (2015). Tratamiento ecológico de drenajes ácidos de mina: Proyecto LIFE-ETAD. Revista de la sociedad española de mineralogía. Macla 20, Julio 2015.

Nebel, B. y Renz, J. (1999). On the complexity of qualitative spatial reasoning: a maximal tractable fragment of the region connection calculus. Artificial Intelligence.

Nedham, S. N. (2003). Golden Cross Mine, New Zealand: Closure and Rehabilitation. New Zealand Neological Consulting.

Oca-Risco, M. d., y Carcassés, U. (2013). Recuperación de áreas dañadas por la minería en la Cantera Los Guaos. Luna Azul, 37.

Odum, E.P. (1984). Properties of agroecosystems. Bioscience. Vol. 36 N6.

OECD (2006) Consensus document on information used in the assessment of environmental applications involving Acidithiobacillus. Series on Harmonisation of Regulatory Oversight in Biotechnology No. 37, 66 pp.

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. y Cánovas, C.R. (2010). La contaminación minera de los ríos Tinto y Odiel. Apéndice al Plan Hidrológico del Distrito Tinto-Odiel-Piedras, Agencia Andaluza del Agua, Sevilla, 166 p.

Olías, M. y Nieto, J.M. (2012). El impacto de la minería en los ríos Tinto y Odiel a lo largo de la Historia.

Oliveira, J.T. (1983). The marine Carboniferous of South Portugal. A stratigraphic and sedimentological approach. Mem Serv Geol Portugal, 29: 3-37.

Orden, S., Macías, F., Nieto, J.M. y Ayora, C. (2019). Tratamiento pasivo de Drenaje Ácido de Mina en la Faja Pirítica Ibérica. Revista de la sociedad española de mineralogía. Macla 24, 2019.

Panas, R.M. (2008). Tutorial de uso racional y protección de la tierra. Leopoldis 2000.

Pietrzykowski, M., y Krzaklewski, W. (2018). Reclamation of Mine Lands in Poland. In Majeti Narasimha Vara Prasad, Paulo Jorge de Campos Favas, Subodh Kumar Mait Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation.

Pearce, J., Weber, P., Pearce, S. y Scott, P. (2016). Acid and metalliferous drainage contaminant load prediction for operational or legacy mines at closure. Mine Closure. AB Fourie and M Tibbett (eds). Australian Centre for Geomechanics, Perth. Pp: 663-676.

Pinedo Vara, I. (1963). Piritas de Huelva. Su historia, minería y aprovechamiento. Editorial Summa, Madrid.

Quesada, C., Fonseca, P.E., Munhá, J., Oliveira, J.T. y Ribeiro, A. (1994). The Beja-Acebuches Ophiolite (Southern Iberia Variscan Fol Belt): Geological characterization and geodynamic significance. Boletín Geológico y Minero, 105: 3-49.

Quinkenstein, A., Freese, D., Bjhm, C., Tsonkova, P., y Huttl, R. F. (2012). Agroforestry for Mine-Land Reclamation in Germany: Capitalizing on Carbon Sequestration and Bioenergy Production. In Advances in Agroforestry, (pp. 313–339),

Relvas, J.; Pinto, A. y Matos, J. (2012) Lousal, Portugal: A Successful Example of Rehabilitation of a Closed Mine in the Iberian Pyrite Belt. Soc. Geol. Appl. Miner. Depos. SGA News 2012, 31, 1–16.

Rötting, T.S., Caraballo, M.A., Serrano, J.A., Ayora, C. y Carrera, J. (2008): Field application of calcite Dispersed Alkaline Substrate (calcite-DAS) for passive treatment of acid mine drainage with highAl and metal concentrations.

Rohwerder, T., Gehrke. T., Kinzler. K. y Sand, W. (2003). Bioleaching review part A: Progress in bioleaching: fundamentals and mechanisms of bacterial metal sulfide oxidation. Appl Microbiol Biotechnol (2003) 63: 239–248.

Sáinz, A., Grande, J.A. y De la Torre, M.L. (2000). El Tinto y el Odiel: dos ríos para una reflexión. Tecnología del agua, 207, 28-35.

Sáinz, A., Grande, J.A. y De la Torre, M.L. (2003a). Analysis of the impact of local corrective measures on the input of contaminants from the Odiel river to the ria of Huelva (Spain). *Water Air Soil Poll*, 144: 375-389.

Saiz, J.L. y Ceacero, C.J., (2008). *Revegetación de Suelos Acidificados por Minería Metálica*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla, España.

Sánchez Arredondo, L., Vallejo Ospina, M., y Correa Meza, J. (2012). La Ferrería de Amagá (Colombia): patrimonio minero metalúrgico. *Reutilización Sostenible del Espacio Minero*, 101-108.

Sánchez-España, J., López Pamo, E., Santofimia, E., Reyes, J. y Baretino, D., (2005). Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt (Odiel river watershed, Huelva, SW Spain) geochemistry, mineralogy and environmental implications. *Applied Geochemistry*, 20: 1320-1356)

Santofimia, E., González-Toril, E., López-Pamo, E., Gomariz, M., Amils, R. y Aguilera, A. (2013). Microbial diversity and its relationship to physicochemical characteristics of the water in two extreme acidic pit lakes from the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *PLoS One* 8, e66746.

Sarmiento, A.M. (2007). *Estudio de la contaminación por drenajes ácidos de mina de las aguas superficiales en la cuenca del río Odiel (SO España)*. Tesis doctoral. Universidad de Huelva.

Sarmiento, A. M., Nieto, J.M., Olías, M. y Cánovas, C.R., (2009). Hydrochemical characteristics and seasonal influence on the pollution by acid mine drainage in the Odiel river Basin (SW Spain). *Applied Geochemistry*, 24: 697-714.

Sarzuri Ayala, J. N. (2012). *Geoparque en Potosí-Bolivia. Sus potencialidades y avance*. *Reutilización Sostenible del Espacio Minero*, 81-89.

Schermerhorn, L.J.G. (1971). An outline stratigraphy of the Iberian Pyrite Belt. *Boletín Geológico y Minero*, 82: 239-268.

Skousen, J., Rose, A., Geidel, G., Foreman, J., Evans, R. y Hellier, W. (1998). *Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage*. Published by The National Mine Land Reclamation Center, West Virginia University, Morgantown, West Virginia, 123 pp.

Solís-Dominguez, F.A.; White, S.A.; Hutter, T.B.; Amistadi, M.K.; Root, R.A.; Chorover, J. y Maier, R.M. (2012). Response of Key Soil Parameters during Compost-Assisted Phytostabilization in Extremely Acidic Tailings: Effect of Plant Species. *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 1019–1027.

Strauss, G.K., Madel, J. y Fernandez, F. (1977). Exploration practice for stratabound volcanogenic sulphide deposits in the Portuguese-Spanish Pyritic belt. In: Time and stratabound ore deposits, Springer Klemm DD, Scheneider HJ (Eds Springer, Verlag Heidelberg, pp 55-93).

Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil, S.A. (1993) Integrated Solid Waste Management: Engineering Principle and Management Issue. McGraw Hill Inc., New York.

Thomas, G., Sheridan, C. y Holm, P. (2021). A critical review of phytoremediation for acid mine drainage-impacted environments. Science of the total environment. Volume 810, 2022

Tornos, F. (2006). Environment of formation and styles of volcanogenic massive sulfides: The Iberian Pyrite Belt. Ore Geology Reviews, 28: 259-307.

Trofymova, H.Y. y Cheremesyna, V. H. (2015). Rekultivatsiya narushennykh zemel (in Russian). Tomsk: THASU.

Tymchuk, I., Malovanyy, M., Shkvirko, O., Chornomaz, N., Popovych, O., Grechanik, R. y Symak, D. (2021). Review of the global experience in reclamation of disturbed lands. Ecological Engineering & Environmental Technology 2021, 22(1), 24–30

Urrutia, G., y Bonfill, X. (2010). PRISMA declaration: a proposal to improve the publication of systematic reviews and meta-analyses. Med Clin (Barc). 135 (11): 507-511

U.S. EPA (2000). Coal remining best management practices guidance manual. Office of Science and Technology Engineering and Analysis Division. Washington DC. EPA 821-R-00-007.

Valdés, J., Pedroso, I., Quatrini, R., Dodson, R.J., Tettelin, H., Blake, R., Eisen, J.A. y Holmes, D.S. (2008). Acidithiobacillus ferrooxidans metabolism: from genome sequence to industrial applications. BMC Genomics 9: 597-621.

Walton-Day, K. (1999). Geochemistry of the processes that attenuate acid mine drainage in wetlands. En: G.S. Plumlee and M.J. Logsdon (eds.), The environmental geochemistry of mineral deposits. Reviews in Economic Geology, SEG, Littleton, CO. USA. (6A), 215-228.

Watzlaf, G. (1997). Passive treatment acid mine drainage indown-flow limestone systems. U.S. Department of Energy Technology Center, Pittsburgh, 233-244.

Weatherell, C.J., Feasby, D.G. y Tremblay, G.A. (1997). The mine environment natural drainage program. In: Proceedings of the PMI 97, 28th Annual Seminars and Symposium, Chicago.

Wieder, R.K. (1993). Ion input/output budgets for five wetlands constructed for acid coal mine drainage treatment. *Water Air Soil Pollution*, 71 (3-4), 231-270.

Younger, P.L., Banwart, S. y Hedin, R. (2002). *Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation*. Kluwer Dordrecht, Netherlands.

NORMATIVAS

Decreto 97632/1989 de 10 de Abril por el que las empresas mineras tienen la obligación de preparar un Plan de Rehabilitación de Áreas Degradadas (PRAD).

Ley 9605/1998 de 30 de Marzo sobre Delitos Ambientales de Brasil.

Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de Octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

Ley 10/2001, de 5 de Julio, del Plan Hidrológico Nacional.

Decreto 558/2004, de 14 de Diciembre, por el que se declara el Paisaje Protegido de Río Tinto.

Ley 20551/2012, de 11 de Noviembre (Chile) por la que se regula el cierre de faenas e instalaciones mineras.

Decreto 41/2012, de 22 de Noviembre, por el que se regula el Plan de cierre de faenas mineras e instalaciones de la industria extractiva de Chile.

CAPÍTULO 8. ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

a) Índice de Figuras

- Figura 1.** Mapa Faja Pirítica Ibérica (FPI): situación geográfica. (Pág. 3)
- Figura 2.** Mapa de las redes fluviales de los ríos Tinto y Odiel. (Pág. 4)
- Figura 3.** Esquema de Drenaje Ácido de Mina (AMD) (Pág. 8)
- Figura 4.** Tramos afectados por AMD cuenca río Odiel. Puntos de muestreo y minas. (Pág. 11)
- Figura 5.** Teleros de finales del s. XIX (Pág. 15)
- Figura 6.** Etapas en la formación de aguas ácidas. (Pág. 17)
- Figura 7.** Imagen TEM de *Acidithiobacillus ferrooxidans*. (Pág. 23)
- Figura 8.** Mecanismos de fijación de hierro y azufre por *Acidithiobacillus ferrooxidans*. (Pág. 24)
- Figura 9.** Evolución de la producción de piritas en España siglos XIX y XX. (Pág. 25)
- Figura 10.** Sales sulfatadas evaporíticas que se forman durante el verano (Caparrosa) (Pág. 27)
- Figura 11.** Esquema etapas de un metaanálisis usual. (Pág. 35)
- Figura 12.** Disposición de las celdas en un humedal aerobio. (Pág. 40)
- Figura 13.** Circulación del agua en el interior de un humedal aerobio. (Pág. 41)
- Figura 14.** Humedal anaeróbico de flujo horizontal o superficial. (Pág. 42)
- Figura 15.** Humedal anaeróbico de flujo vertical o subsuperficial. (Pág. 43)
- Figura 16.** Esquema de Drenaje Anóxico Calizo (Pág. 44)
- Figura 17.** Esquema de disposición de los sustratos y dirección del agua en un SAPS (Pág. 45)
- Figura 18.** Ejemplo de barrera reactiva permeable (PRB). (Pág. 47)
- Figura 19.** Diagrama de flujo para selección de sistema tratamiento pasivo. (Pág. 48)
- Figura 20.** Reforestación en Agacli (Estambul): antes y después. (Pág. 58)
- Figura 21.** Medidas de remediación ejecutadas por la empresa EDM (Mina Aljustrel, Portugal) (Pág. 61)
- Figura 22.** Sistema de humedales artificiales en Mina Lousal (Portugal) (Pág. 63)
- Figura 23.** Residuos en Mina Sao Domingos y estructuras emblemáticas. (Pág. 64)
- Figura 24.** Imagen de la planta de tratamiento DAS de Mina Esperanza. (Pág. 66)
- Figura 25.** Evolución acidez neta puntos de control planta de tratamiento Mina Esperanza. (Pág. 67)
- Figura 26.** Evolución concentración metales DAS Monte Romero (Elementos Mayoritarios) (Pág. 70)
- Figura 27.** Evolución concentración metales DAS Monte Romero (Elementos Minoritarios) (Pág. 70)
- Figura 28.** Mapas de localización de la Mina Poderosa. (Pág. 71)
- Figura 29.** Concentración de elementos traza contaminantes en el suelo de Mina Poderosa antes y después de la restauración (cielo abierto y vertedero). (Pág. 73)
- Figura 30.** Fotos de campo de los espacios de Mina Poderosa (Pág. 74)
- Figura 31.** Imágenes Mina Poderosa (corta y arroyo afectado por AMD) (Pág. 75)
- Figura 32.** Planta nativa *Cistus ladanifer* en la mina Aljustrel (Pág. 80)

b) Índice de Tablas

- Tabla 1.** Datos de los ríos Tinto y Odiel, así como % contaminantes disueltos anuales (Pág. 5)
- Tabla 2.** Reacciones de oxidación de la pirita (AMD) (Pág. 9)
- Tabla 3.** Carga transportada de elementos en puntos más representativos de la cuenca. (Pág. 13)
- Tabla 4.** Criterios de selección de artículos científicos con Metodología PRISMA (Pág. 32)
- Tabla 5.** Tipos de tratamiento de AMD (Pág. 37)
- Tabla 6.** Activos ambientales en la minería de España. (Pág. 51)
- Tabla 7.** Etapas de recuperación de áreas dañadas por minería. (Pág. 52)
- Tabla 8.** Espacios Mineros Recuperados en Europa (Pág. 54)
- Tabla 9.** Espacios Mineros Recuperados en Asia y África (Pág. 55)
- Tabla 10.** Espacios Mineros Recuperados en Oceanía (Pág. 55)
- Tabla 11.** Espacios Mineros Recuperados en América (Pág. 56-57)
- Tabla 12.** Concentraciones elementos antes y después de la restauración de mina de Aljustrel. (Pág. 60)
- Tabla 13.** Concentraciones mínimas-máximas en distintas minas abandonadas (FPI España-Portugal). (Pág. 64)
- Tabla 14.** Principales características del sistema DAS de Monte Romero. (Pág. 68)
- Tabla 15.** Ventajas e inconvenientes de los diferentes tratamientos pasivos. (Pág. 78)
- Tabla 16.** Comparativa recuperaciones Monte Romero-Concepción-Esperanza. (Pág. 79)
- Tabla 17.** Plantas nativas usadas en proyectos de restauración de minas de la FPI (Pág. 81)

