



# **GUÍA PARA LA REHABILITACIÓN DE INSTALACIONES ABANDONADAS DE RESIDUOS MINEROS**



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



# GUÍA PARA LA REHABILITACIÓN DE INSTALACIONES ABANDONADAS DE RESIDUOS MINEROS

---

## Autores

Julio César Arranz González, Virginia Rodríguez Gómez, Roberto Rodríguez Pacheco, Francisco Javier Fernández Naranjo, Lucas Vadillo Fernández y Esther Alberruche del Campo.

---



Madrid, 2019



**datos  
abiertos**

Aviso Legal: los contenidos de esta publicación podrán ser utilizados, citando la fuente y la fecha, en su caso, de la última actualización.

Este documento recoge trabajos realizados dentro de la “Encomienda de gestión encargada al Instituto Geológico y Minero de España (IGME) para la realización de trabajos técnicos sobre la gestión de los residuos de las industrias extractivas a la dirección general de calidad y evaluación ambiental y medio natural (2015-2017)”.

Se ha realizado bajo la dirección de D. Antonio Cabrera, por parte de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, y D. Lucas Vadillo Fernández, por parte del IGME.

Autores: Julio César Arranz González, Virginia Rodríguez Gómez, Roberto Rodríguez Pacheco, Francisco Javier Fernández Naranjo, Lucas Vadillo Fernández y Esther Alberruche del Campo.



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

**Edita:**

© Ministerio para la Transición Ecológica  
Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones  
2019

[www.miteco.gov.es](http://www.miteco.gov.es)

Lengua/s: Español  
NIPO: 638-19-039-6  
Gratuita / Unitaria / En línea / pdf

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:  
<http://publicacionesoficiales.boe.es>



## ÍNDICE

	<u>Pag.</u>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	<b>1</b>
<b>2. FUNDAMENTOS ECOLÓGICOS Y TÉCNICOS</b>	<b>6</b>
<b>2. 1. CONCEPTOS BÁSICOS</b>	<b>6</b>
<b>2. 2. PAPEL DE LA VEGETACIÓN EN LA REHABILITACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS</b>	<b>16</b>
<b>2. 2. 1. Procesos de colonización vegetal natural</b>	<b>17</b>
<b>2. 2. 2. Técnicas de fitorremediación</b>	<b>21</b>
<b>3. ANÁLISIS DE PROCESOS DE REHABILITACIÓN ESPONTÁNEOS O NATURALES</b>	<b>25</b>
<b>3.1. SELECCIÓN DE LAS ZONAS Y MÉTODOS DE ESTUDIO</b>	<b>25</b>
<b>3. 2. MINERÍA DE CARBÓN EN LA ZONA DEL BIERZO</b>	<b>36</b>
<b>3. 2. 1. Características generales del medio</b>	<b>37</b>
<b>3. 2 .2. Área del río Cúa</b>	<b>44</b>
<b>3. 2. 3. Área de Valdesamario</b>	<b>56</b>
<b>3. 3. MINERÍA DE CARBÓN EN LA ZONA DE UTRILLAS-PORTALRUBIO</b>	<b>66</b>
<b>3. 3. 1. Características generales del medio</b>	<b>66</b>
<b>3. 3. 2. Área de la Corta Santa Lucía</b>	<b>72</b>
<b>3. 4. MINERÍA METÁLICA EN LA ZONA DE LA SIERRA DE CARTAGENA</b>	<b>83</b>
<b>3. 4. 1. Características generales del medio</b>	<b>83</b>
<b>3. 4. 2. Área de la cara Norte de la Sierra de Cartagena-La Unión</b>	<b>91</b>
<b>3. 4. 3. Área de Portmán</b>	<b>101</b>
<b>3. 5. MINERÍA METÁLICA EN LA ZONA DE REOCÍN</b>	<b>115</b>
<b>3. 5. 1. Características generales del medio</b>	<b>116</b>

<b>3. 5. 2. Área de Mijarajos</b>	<b>122</b>
<b>3. 6. SÍNTESIS FINAL DE LOS ESTUDIOS REALIZADOS</b>	<b>134</b>
<b>4. REVISIÓN DE TÉCNICAS Y MEDIDAS CORRECTORAS IMPLEMENTADAS PARA LA CREACIÓN DE UN SISTEMA SUELO-VEGETACIÓN EN INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS</b>	<b>140</b>
<b>4. 1. MINERÍA DE CARBÓN</b>	<b>140</b>
<b>4. 1. 1. Explotaciones de lignitos en As Pontes y Meirama</b>	<b>141</b>
<b>4. 1. 2. Estériles y escombreras mineras en la provincia de León</b>	<b>151</b>
<b>4. 1. 3. Áreas rehabilitadas en la provincia de Teruel</b>	<b>158</b>
<b>4. 1. 4. Mina Emma en Puertollano</b>	<b>175</b>
<b>4. 1. 5. Rehabilitación de minas y escombreras en el norte de Palencia</b>	<b>182</b>
<b>4. 2. MINERÍA METÁLICA</b>	<b>186</b>
<b>4. 2. 1. Tecnosoles para la restauración de la mina de Touro</b>	<b>186</b>
<b>4. 2. 2. Estudio de los residuos de la Represa III de Minas de Riotinto</b>	<b>197</b>
<b>4. 2. 3. Estudio del potencial para la fitoestabilización de presas mineras en la Sierra de Cartagena</b>	<b>203</b>
<b>4. 2. 4. La presa de lodos mineros de Rodalquilar</b>	<b>215</b>
<b>4. 3. SÍNTESIS FINAL DE LA REVISIÓN REALIZADA</b>	<b>219</b>
<b>5. CASOS DE GESTIÓN DEL AGUA ASOCIADA A INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS ABANDONADAS</b>	<b>226</b>
<b>5. 1. EL CASO DE LA PRESA DE LA MINA TROYA (GUIPÚZCOA)</b>	<b>226</b>
<b>5. 2. EL CASO DE LA PRESA DE LODOS MINEROS AQUISGRANA (LA CAROLINA, JAÉN)</b>	<b>231</b>
<b>6. EVALUACIÓN DE LA APLICABILIDAD TÉCNICO-ECONÓMICA DE MEDIDAS INCORPORADAS EN PROYECTOS DE REHABILITACIÓN</b>	<b>240</b>
<b>6. 1. ANÁLISIS DE CASOS</b>	<b>241</b>
<b>6. 1. 1. Medidas de rehabilitación adoptadas en la Represa III</b>	<b>241</b>

<b>6. 1. 2. Medidas de rehabilitación diseñadas para escombreras de minería de carbón en Valdesamario (León)</b>	<b>251</b>
<b>6. 1. 3. Medidas de rehabilitación diseñadas para las escombreras de Arlanza</b>	<b>256</b>
<b>6. 1. 4. Medidas de rehabilitación proyectadas para el Vacío Marginal en el Proyecto de Restauración del Proyecto de Explotación Río Tinto</b>	<b>263</b>
<b>6. 1. 5. Medidas de rehabilitación diseñadas para la ampliación de la escombrera Los Frailes</b>	<b>273</b>
<b>6. 1. 6. Medidas diseñadas para la el sellado y rehabilitación del vertedero del material de dragado de la Bahía de Portmán</b>	<b>285</b>
<b>6. 2. SÍNTESIS FINAL DE LA REVISIÓN</b>	<b>307</b>
<b>7. CARACTERIZACIÓN DE LOS RESIDUOS</b>	<b>314</b>
<b>7. 1. CARACTERIZACIÓN GEOTÉCNICA</b>	<b>315</b>
<b>7. 2. CARACTERIZACIÓN GEOQUÍMICA Y EDAFOLÓGICA</b>	<b>317</b>
<b>8. MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA REHABILITACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS</b>	<b>332</b>
<b>8. 1. SELECCIÓN DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA</b>	<b>333</b>
<b>8. 2. REMODELACIÓN DE LA MORFOLOGÍA DE LA INSTALACIÓN DE RESIDUOS</b>	<b>338</b>
<b>8. 3. MEDIDAS ESTRUCTURALES PARA LA MEJORA DE LA ESTABILIDAD</b>	<b>342</b>
<b>8. 4. INFRAESTRUCTURAS DE DESVÍO O CANALES DE GUARDA DE LA INSTALACIÓN DE RESIDUOS</b>	<b>344</b>
<b>8. 5. DISEÑO DE COBERTURAS DE SUELO</b>	<b>347</b>
<b>8. 6. MEDIDAS PARA EL CONTROL DE LA EROSIÓN SUPERFICIAL EN LA INSTALACIÓN DE RESIDUOS</b>	<b>350</b>
<b>8. 7. ESTRUCTURAS PARA LA RETENCIÓN Y TRATAMIENTO DE EFLUENTES Y SEDIMENTOS</b>	<b>355</b>
<b>8. 8. ENMIENDAS PARA LA CORRECCIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL TERRENO</b>	<b>362</b>
<b>8. 9. MEDIDAS PARA EL ESTABLECIMIENTO DE UNA COBERTURA VEGETAL: SIEMBRAS Y PLANTACIONES</b>	<b>367</b>
<b>8. 10. PROGRAMA DE SEGUIMIENTO Y CONTROL</b>	<b>369</b>

<b>9. LA EVALUACIÓN DE RIESGOS COMO BASE PARA LA SELECCIÓN DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA REHABILITACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS</b>	<b>377</b>
<b>9. 1. PRINCIPIOS BÁSICOS PARA LA APLICACIÓN DE LAS MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA</b>	<b>377</b>
<b>9. 2. ARTICULACIÓN GENERAL DE LAS MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA CON LA METODOLOGIA DE EVALUACIÓN DE RIESGOS DEL IGME</b>	<b>380</b>
<b>9. 3. APLICACIÓN DE LAS MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA REDUCIR LOS RIESGOS DE CONTAMINACIÓN</b>	<b>389</b>
<b>9. 3. 1. Reducción del riesgo de generación de efluentes contaminantes con afección a las aguas superficiales</b>	<b>389</b>
<b>9. 3. 2. Reducción del riesgo de generación de efluentes contaminantes con afección a los recursos hídricos subterráneos</b>	<b>400</b>
<b>9. 3. 3. Reducción del riesgo de movilización de material particulado por acción del viento</b>	<b>404</b>
<b>9. 3. 4. Reducción del riesgo de emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica</b>	<b>412</b>
<b>9. 3. 5. Reducción del riesgo de contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades sobre los depósitos de residuos</b>	<b>420</b>
<b>9. 4. APLICACIÓN DE LAS MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA REDUCIR LOS RIESGOS DE FALLO DE LA ESTRUCTURA</b>	<b>423</b>
<b>9. 4. 1. Reducción del riesgo de fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley</b>	<b>423</b>
<b>9. 4. 2. Reducción del riesgo de fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos mineros</b>	<b>430</b>
<b>9. 5. 1. PRIORIDADES EN LA SELECCIÓN DE LAS MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA</b>	<b>437</b>
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>445</b>
<b>ANEXO: CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA REHABILITACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS</b>	<b>481</b>



## ÍNDICE DE FIGURAS

	<u>Pag.</u>
<b>Figura 1.</b> Gráfica para la interpretación en términos cualitativos del valor del Índice de contaminación (IC) (modificado de Alberruche <i>et al.</i> , 2014).	<b>31</b>
<b>Figura 2.</b> Gráfica para la interpretación en términos cualitativos del valor del cociente promedio de peligrosidad (CPP <sub>LAB</sub> ) (modificado de Alberruche <i>et al.</i> , 2014).	<b>33</b>
<b>Figura 3.</b> Imagen dónde se muestran las escombreras estudiadas en el área del río Cúa. Puede observarse la envergadura y pendiente de los taludes de vertido.	<b>46</b>
<b>Figura 4.</b> Superficies superiores de las escombreras de la zona del río Cúa, en las que se aprecia una total ausencia de vegetación, a excepción de 126-II-3-005.	<b>47</b>
<b>Figura 5.</b> Imagen que muestra diversas situaciones en las que el chopo ( <i>Populus nigra</i> ) actúa como especie colonizadora de estériles de carbón en el Bierzo.	<b>48</b>
<b>Figura 6.</b> Imagen aérea de las escombreras estudiadas en el área de Valdesamario. Modificada de Google Earth.	<b>57</b>
<b>Figura 7.</b> Aspecto que presentaban las escombreras más orientales de la zona de Valdesamario en el año 2006 (arriba) y en 2016 (abajo).	<b>62</b>
<b>Figura 8.</b> Aspecto de la superficie de las escombreras de la parte central de la zona de Valdesamario (arriba) y de la plataforma superior de VALDESAMARIO 6 (abajo). Puede observarse el gran desarrollo que adquiere la especie <i>Cytisus scoparius</i> en algunos rodales (en primer plano de imagen superior), así como la presencia de diversos árboles dispersos al fondo. En la imagen inferior destaca el color verde de la alfalfa ( <i>Medicago sativa</i> ) y el dominio de vegetación de carácter herbáceo.	<b>64</b>
<b>Figura 9.</b> En el centro de la imagen se observan ejemplares de lo que parece ser <i>Salix</i> × <i>quercifolia</i> , arraigados en posiciones en pendiente sobre los taludes de la escombrera VALDESAMARIO 6.	<b>66</b>
<b>Figura 10.</b> Imagen aérea de las escombreras estudiadas en el área de la Corta Santa Lucía. Modificada de Google Earth.	<b>73</b>
<b>Figura 11.</b> Perspectiva de las superficies muestreadas en la Corta Santa Lucía (Pancrudo y Martín del Río, Teruel). Se puede observar los colores muy oscuros de los materiales y la ausencia absoluta de vegetación colonizadora.	<b>74</b>
<b>Figura 12.</b> Imagen aérea de las presas mineras estudiadas en el área de la cara Norte de la Sierra de Cartagena-La Unión. Modificada de Google Earth.	<b>92</b>

- Figura 13.** Imagen de la presas 977-II-4-017 (arriba izquierda), 977-II-4-024 (arriba derecha), 977-II-4-027(abajo izquierda) y 977-II-4-021 (abajo derecha). Puede observarse la presencia de *Phragmites australis* en la imagen superior izquierda, ocupando una zona encharcable, y de *Pipthaterum miliaceum* y *Cistus monspeliensis* en una zona de parcelas experimentales que fueron fuertemente encaladas, abajo a la izquierda. El resto de la superficie de las cuatro presas aparece esencialmente desnuda de vegetación. **99**
- Figura 14.** Imagen aérea de las presas mineras del área de Portmán (cara Sur de la Sierra de Cartagena-La Unión). Imagen de fondo obtenida en <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html> (©Instituto Geográfico Nacional). **102**
- Figura 15.** Aspecto general de una parte del vaso de la presa 977-II-4-031, muy colonizado por vegetación herbácea, con presencia esporádica de arbustos y árboles (bayón y pino carrasco). Al fondo se divisan las presas 977-II-4-028 y 977-II-4-029. **109**
- Figura 16.** Aspecto de la gran cárcava formada en el dique de la presa 977-II-4-028, la cual se conecta con un complejo sistema de cárcavas, regueros y canales de erosión interna en el vaso. **110**
- Figura 17.** Islas de fertilidad en el vaso de la presa 977-II-4-030 (izquierda) y en el de la presa 977-II-4-032 (derecha). **113**
- Figura 18.** Vista de la colonización arbustiva en el dique de la presa 977-II-4-030. **114**
- Figura 19.** Vista general del vaso inferior de la presa 977-II-4-032. **114**
- Figura 20.** Imagen aérea de las presas mineras estudiadas en el área de Mijarajos (Cartes). Tomada de Google Earth. **122**
- Figura 21.** Arriba: superficie del Dique Pozo Jaime en el año 2006, poco después del cese de actividad. Abajo: la misma superficie en el año 2016. **132**
- Figura 22.** Arriba: superficie del Dique Gamonedo durante las labores de inventario de la presa en 2011. Abajo: la misma superficie en el año 2016, después de haber sido sometido a un desbroce superficial. **133**
- Figura 23.** Imagen área de las escombreras de Lignitos de Meirama, aproximadamente delimitadas con una línea gruesa amarilla (imagen de fondo obtenida en <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html> (©Instituto Geográfico Nacional). **141**
- Figura 24.** Imagen que muestra parte de la remodelación topográfica realizada en la Corta de las Ranas, dejando una zona deprimida, que acumula agua y se ve en el centro de la imagen. Las superficies más recubiertas con matorral de leguminosas al fondo y a la derecha, recibieron un tapado con estériles de mejor calidad. En la actualidad, la vegetación ha progresado mucho en toda la superficie, a excepción de los pinos que fueron plantados y se observan en segundo plano. **153**

- Figura 25.** Hipotéticos perfiles de suelos mineros. 1) Estériles carbolíticos. Se supone que sobre este suelo minero se han aplicado fertilizantes, correctores del pH y semillas de pratenses. 2) Suelo minero carbolítico enmendado con grandes cantidades de abono orgánico y sembrado. Se supone que han transcurrido algunos años y se ha iniciado la formación de un horizonte superficial con estructura granular. 3) Estériles recubiertos con tierra vegetal, fertilizados y sembrados. 4) Perfil de suelo minero construido a partir de materiales edáficos y de recubrimiento seleccionados, antes de las labores de revegetación (tomado de Arranz-González, 2011). **157**
- Figura 26.** Imagen de una zona restaurada por MFUSA en Utrillas, con vegetación herbácea en taludes, cultivo de cereal en plataformas y zonas húmedas para el control de la escorrentía superficial. Imagen cedida por J.M. Nicolau (Universidad de Zaragoza). **159**
- Figura 27.** Imagen del año 2002 de una ladera artificial recubierta de materiales de la Formación Escucha muy salinos en la zona de Sabina (Minas de Utrillas). Se observan abundantes cárcavas, muchas de ellas originadas por procesos de sufusión (véase detalle en la esquina inferior izquierda). Esta ladera ha evolucionado relativamente poco a día de hoy. **163**
- Figura 28.** Ladera bastante recubierta de matorral en las minas de Utrillas (zona de Yermegada), en la que supuestamente es aplicable el modelo TTRP. La ladera está atravesada por una bajante escalonada que controla la escorrentía concentrada y la transporta hasta un pequeño humedal. **170**
- Figura 29.** Secuencia que muestra la evolución del humedal de la Corta de Alloza. Imágenes cedidas por ENDESA GENERACIÓN, S.A., para el Libro Blanco de la minería de Aragón (IGME, 2007). **173**
- Figura 30.** Imagen aérea de la superficie rehabilitada por ENCASUR en Mina Emma (Puertollano, Ciudad Real) reproducida de IGME (2004). **176**
- Figura 31.** Fotografía aérea de las presas de lodos de la Mina de Touro en 2012 (imagen obtenida de Google Earth). La línea amarilla es una envolvente aproximada de la zona ocupada por residuos de flotación. **187**
- Figura 32.** Uso de distintos tipos de tecnosoles en la corta de Bama, mina de Touro (modificado de IBERPIX, <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html> (©Instituto Geográfico Nacional)). **191**
- Figura 33.** Tecnosol (gris oscuro) vertido sobre los residuos mineros de la Mina de Touro, en parte derramado por un talud. **193**
- Figura 34.** Comparativa de la zona más oriental del depósito de residuos llamado Represa III entre los años 2001 y 2006. Se aprecia crecimiento de los pinos y colonización espontánea en el dique. **199**

- Figura 35.** Aspecto que ofrece el pinar del depósito de residuos llamado Represa III (zona llana de la imagen) a principios del año 2016, sobre un fondo de montes igualmente cubiertos de pinos. **200**
- Figura 36.** Taludes de los diques de las presas mineras Belleza (el Descargador) y El Lirio, situadas en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión. **206**
- Figura 37.** Imagen área de la presa minera El Gorguel (imagen obtenida en <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html>) (©Instituto Geográfico Nacional). Pueden observarse unas acumulaciones de materiales blancos que, casualmente, deben ser los residuos de mármol empleados como encalantes antes de su extendido. **209**
- Figura 38.** Fotografía aérea del depósito de Santa Antonieta en 2007 y en 2012. Fuente: Google Earth. **210**
- Figura 39.** Vista del aspecto del vaso del depósito Santa Antonieta en mayo de 2015. **212**
- Figura 40.** Localización de la presa de Rodalquilar, Níjar (Almería). Imagen modificada de IBERPIX, <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html> (©Instituto Geográfico Nacional). **215**
- Figura 41.** En la imagen se aprecia la presa mucho antes de su rehabilitación (1977). Se observa la existencia de erosión en cárcavas y tubificación o piping. Las cárcavas son muy profundas, típicas de procesos de lavado de finos y algunas zonas con tubificación señaladas con círculos rojos. **217**
- Figura 42.** En la imagen se observa el espesor de la capa de suelo de unos 20 cm o menos y la capa de geotextil o geomembrana. Se aprecia diferentes formas de tubificación ligados al sistema de riego. Al parecer el geotextil en ocasiones no se observa su continuidad lateral. **218**
- Figura 43.** Panorámica de la presa minera de la Troya (Mutiloa/Gabiria, Guipuzcoa). **227**
- Figura 44.** Imagen que ofrece la superficie del agua almacenada en la presa de mina Troya en las cercanías del dique (a la derecha en la imagen). **229**
- Figura 45.** Localización original de la presa Aquisgrana, La Carolina (Jaén). Imagen modificada de: <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html> (©Instituto Geográfico Nacional). **232**



- Figura 46.** Imágenes aéreas que muestran el estado de la presa Aquisgrana. **233**  
 Arriba: fotografías posteriores a 1977 y anteriores a la rehabilitación (modificadas de: <http://www.juntadeandalucia.es/institutodeestadisticaycartografia/fototeca/>.  
 Abajo: fotografías posteriores a las operaciones de rehabilitación (modificadas de <https://fototeca.cnig.es/>, ©Instituto Geográfico Nacional). Se observa claramente la evolución de un Fenómeno de erosión interna que creció ostensiblemente entre junio de 2011 y junio de 2013.
- Figura 47.** Obras realizadas en la presa Aquisgrana. Izquierda: construcción de **235**  
 berma y rebaje del ángulo del talud del dique. Derecha arriba: detalle de la berma.  
 Derecha abajo: detalle de geomalla instalada (fotografías tomadas en febrero de 2012).
- Figura 48.** Detalles del fenómeno de hundimiento o colapso observado en campo **236**  
 durante la visita en febrero de 2012. Los materiales del vaciado salieron por el  
 drenaje de fondo (arriba a la izquierda) depositándose a lo largo del cauce del río  
 Campana.
- Figura 49.** Evolución sufrida por la presa Aquisgrana. 1) Situación previa a las **238**  
 obras. 2) Ejecución de obras. 3) Modificación del drenaje superficial con  
 posterioridad a las obras.
- Figura 50.** Aspecto que presenta la superficie de la Represa III en su zona centro- **245**  
 occidental.
- Figura 51.** Arriba: imagen modificada de Google Earth que proporciona una visión en **248**  
 planta de la Represa III. Abajo: perfil de la presa. A la derecha: imagen de la salida del  
 túnel de canalización del Barranco de la Sierra, tomada en un periodo de lluvias muy  
 intensas.
- Figura 52.** Aspecto que ofrecía uno de los taludes de las escombreras sitas en el valle **252**  
 de Valdesamario en el año 2006.
- Figura 53.** Imagen que muestra la proliferación de ramas en estacas de sauce **256**  
 empleadas para la sujeción de una red orgánica instalada en una actuación  
 desarrollada en las orillas del río Rodrigatos (Bierzo oriental, León).
- Figura 54.** Fardos de heno semillado (al fondo) y malla de coco extendida sobre la **259**  
 superficie de una de las escombreras de Arlanza (fotografía cedida por Avelino  
 García Álvarez, CIEMAT).
- Figura 55.** Imagen aérea de las escombreras de Arlanza (modificada a partir de una **262**  
 imagen cedida por Avelino García Álvarez, CIEMAT).
- Figura 56.** Contorno de la instalación de residuos mineros abandonada **264**  
 denominada Vacíe Marginal, (modificada de Google Earth).
- Figura 57.** Talud tipo remodelado propuesto para la escombrera Vacíe Marginal. **272**

- Figura 58.** Panorámica virtual modificada de Google Earth en la que se ven, en primer plano, los terrenos de carácter forestal que hubieran sido ocupados por el proyecto de ampliación de la escombrera, la cual se encuentra situada a mitad de la imagen. **275**
- Figura 59.** Imagen de las presas mineras del área de Portmán que, junto con los materiales del dragado de la Bahía de Portmán, hubieran sido transportadas al vertedero construido en la Corta Gloria Este. Los números asociados a las presas son los códigos del último inventario del IGME. **286**
- Figura 60.** Topografía final del vertedero de la Corta Gloria Este. Las flechas indican las direcciones previstas para el flujo canalizado de la escorrentía superficial (tomado de Arranz González, 1996). **288**
- Figura 61.** Escombreras de filitas grises próximas a la corta Gloria Este (en primer término). Se puede observar un cierto grado de colonización vegetal espontánea, en las zonas menos compactadas y de menor pendiente, destacando algunos ejemplares de pino carrasco. Al fondo, a la izquierda, se ve la Bahía de Portmán. **294**
- Figura 62.** Detalle de los canales y bajantes (cascadas de amortiguamiento) diseñados para la evacuación de la escorrentía superficial del vertedero proyectado en la corta Gloria Este. **303**
- Figura 63.** Gráfica para la interpretación en términos cualitativos del valor del cociente promedio de peligrosidad ( $CPP_{LAB}$ ) (modificado de Alberruche *et al.*, 2014). Sobre ella se han señalado las valoraciones correspondientes a los límites superiores de admisión a vertedero de inertes y de no inertes-no peligrosos (líneas verdes). **327**
- Figura 64.** Instalaciones para el reprocesamiento de los residuos mineros de flotación de la presa minera Cauquenes (O'Higgins, Chile). **334**
- Figura 65.** Arriba: escombreras situadas al norte de la Corta Brunita (La Unión, Murcia). Abajo: presa de residuos de flotación en la Mina El Soldado (Villanueva del Duque, Córdoba). En ambos casos, parece factible la remodelación de los taludes, tanto por la naturaleza de los residuos y la altura de los taludes, como por las condiciones del entorno y la accesibilidad. **339**
- Figura 66.** Un hipotético caso de construcción de un espaldón o paramento de materiales seleccionados para mejorar la estabilidad y rebajar la pendiente de cara a la revegetación de una escombrera abandonada. **343**
- Figura 67.** Canal perimetral (o de protección de un cauce natural) de una pequeña escombrera en Bárzana (Asturias), revestido de escollera y con pequeños saltos para reducir la energía de la corriente. **346**

- Figura 68.** Parte superior de la presa inventariada como 978-I-1-009, situada en las proximidades de El Llano del Beal (Murcia). Los residuos de flotación grises oscuros, de carácter muy ácido y ricos en elementos tóxicos, se recubrieron parcialmente con una capa delgada de tierras rojizas con abundante contenido en piedras, y posteriormente fueron plantados y colonizados por la vegetación. **349**
- Figura 69.** Arriba: efecto protector frente a la erosión eólica de la existencia de un taray (*Tamarix* sp.), lo que puede apreciarse por el escalón generado por debajo de la copa del árbol, en la presa 805-II-4-001 (Castuera, Badajoz). Abajo: protección completa frente a la erosión proporcionada por una pradera sobre la superficie de la presa minera 34-III-4-001 (Cartes, Cantabria). **352**
- Figura 70.** Construcción de un sistema SAPS en las proximidades del arroyo Rodrigatos (León). **358**
- Figura 71.** Balsa de decantación o humedal artificial para el control de sedimentos en las Minas de Utrillas (Teruel). **361**
- Figura 72.** Plantaciones experimentales de vegetación nativa para la fitoestabilización de la presa minera (tranque de relaves) Cauquenes (Chile). Fotografía cedida por Mauricio Lemus. **368**
- Figura 73.** Fases teóricas de un proceso de rehabilitación de una instalación de residuos mineros abandonada, incluido el programa de seguimiento, en relación con los posibles horizontes temporales que le afectan. **372**
- Figura 74.** Los objetivos de la rehabilitación están fuertemente condicionados por las características de pendiente, pH, salinidad, toxicidad, textura, pedregosidad, ausencia de estructura, ausencia de fertilidad, y otras muchas limitaciones, que son normales en las instalaciones de residuos mineros abandonadas. **378**
- Figura 75.** Guía para orientar las actuaciones a realizar en un proyecto de rehabilitación de instalaciones de residuos mineros abandonadas: (1) actuaciones para reducir la severidad de las consecuencias, (2) actuaciones para reducir la probabilidad de ocurrencia, y (3) actuaciones para reducir la severidad y la probabilidad. **383**
- Figura 76.** Diagrama de Ficklin mostrando los resultados del ensayo de lixiviación UNE-EN 12457-2 (suma de Zn, Cu, Cd, Pb, Co, and Ni) y el pH de 49 muestras de residuos de flotación de instalaciones abandonadas españolas (adaptado de Ficklin *et al.* 1992 y Plumlee *et al.*, 1999). **392**
- Figura 77.** Imagen que muestra las partículas de polvo depositado sobre una hoja de *Osyris lanceolata* (bayón) en las proximidades de varias presas mineras (Portmán, La Unión, Murcia). Arriba: imagen simple obtenida mediante microscopía electrónica de barrido. Abajo: identificación de Pb (en amarillo) mediante una imagen de barrido de electrones retrodispersados superpuesta a la imagen anterior. **406**

<b>Figura 78.</b> Reportaje de bodas sobre residuos mineros en el Cerro de San Cristóbal (Mazarrón, Murcia).	<b>420</b>
<b>Figura 79.</b> Matriz general de riesgos empleada por la metodología del IGME (Alberruche del Campo <i>et al.</i> , 2014). La calificación de GRAVE o NO GRAVE pretende responder a lo establecido en el Artículo 20 de la Directiva 2006/21/CE.	<b>438</b>
<b>Figura 80.</b> Matriz de riesgo de una hipotética estructura de alta prioridad por su alto riesgo.	<b>440</b>
<b>Figura 81.</b> Esquema general para la selección de medidas prácticas de probada eficacia y su incorporación a un proyecto de rehabilitación de una instalación de residuos mineros abandonada.	<b>443</b>



## ÍNDICE DE TABLAS

	<u>Pag.</u>
<b>Tabla 1.</b> Coordenadas UTM y en grados decimales (en base el sistema de referencia ETRS 89 y referidas al huso 29) de un punto aproximadamente centrado sobre cada una de las escombreras del área del río Cúa.	<b>45</b>
<b>Tabla 2.</b> Características granulométricas de las muestras de escombreras del área del río Cúa.	<b>49</b>
<b>Tabla 3.</b> pH, conductividad eléctrica (CE) y formas de azufre de las muestras de escombreras del área del río Cúa.	<b>50</b>
<b>Tabla 4.</b> Concentraciones totales (mg/kg) de elementos medidos en las muestras de escombreras del área del río Cúa. En negrita los que superan el nivel de fondo. IC: índice de contaminación (Alberruche <i>et al.</i> , 2014). a) Nivel de fondo según Macías y Calvo de Anta (2009). b) Suelo de referencia situado en la cuenca del arroyo Rodrigatos (Mejuto, 2011).	<b>52</b>
<b>Tabla 5.</b> Concentraciones solubles ( $\mu\text{g/L}$ ) de elementos medidos en las muestras de escombreras del área del río Cúa. Estándar de calidad de aguas y $\text{CPP}_{\text{LAB}}$ (cociente promedio de peligrosidad), según Alberruche <i>et al.</i> (2014). En negrita los valores que superan el estándar de calidad de aguas.	<b>54</b>
<b>Tabla 6.</b> Coordenadas UTM y en grados decimales (en base el sistema de referencia ETRS 89 y referidas al huso 30) de un punto aproximadamente centrado sobre cada una de las escombreras del área de Valdesamario.	<b>57</b>
<b>Tabla 7.</b> Características granulométricas de las muestras de escombreras del área de Valdesamario.	<b>58</b>
<b>Tabla 8.</b> Características químicas de las muestras de escombreras del área de Valdesamario.	<b>59</b>
<b>Tabla 9.</b> pH, azufre pirítico y cálculo del Acid Base Account de las de las muestras de escombreras del área de Valdesamario (IGME, 2003). AP: acidez potencial; NP: neutralización potencial; AA: acidez activa; ABA= NP-AP-AA.	<b>61</b>
<b>Tabla 10.</b> Coordenadas UTM y en grados decimales (en base el sistema de referencia ETRS 89 y referidas al huso 30) de un punto aproximadamente centrado sobre cada una de las escombreras del área de la Corta Santa Lucía.	<b>73</b>
<b>Tabla 11.</b> Características químicas de las muestras de escombreras del área de la Corta Santa Lucía (IGME, 2003).	<b>76</b>
<b>Tabla 12.</b> pH, azufre pirítico y cálculo del Acid Base Account de las de las muestras de escombreras de la corta Santa Lucía (IGME, 2003). AP: acidez potencial; NP: neutralización potencial; AA: acidez activa; ABA= NP-AP-AA.	<b>78</b>

<b>Tabla 13.</b> Concentraciones totales (mg/kg) de elementos medidos en las muestras de escombreras de la Corta Santa Lucía. En negrita los que superan el nivel de fondo. IC: índice de contaminación (Alberruche <i>et al.</i> , 2014). a) Nivel de fondo (cota superior de la mediana) según IGME (2008). b) Datos de un suelo en parcela de cultivo forrajero situado en la localidad de Fuenferrada, tomados de López-Arias y Grau-Corbí (2004).	<b>80</b>
<b>Tabla 14.</b> Concentraciones solubles ( $\mu\text{g/L}$ ) de elementos medidos en las muestras de escombreras del área de la Corta Santa Lucía. Estándar de calidad de aguas y $\text{CPP}_{\text{LAB}}$ (cociente promedio de peligrosidad), según Alberruche <i>et al.</i> (2014). En negrita los valores que superan el estándar de calidad de aguas.	<b>81</b>
<b>Tabla 15.</b> Coordenadas UTM y en grados decimales (en base el sistema de referencia ETRS 89 y referidas al huso 30) de un punto aproximadamente centrado sobre cada una de las presas mineras de la cara Norte de la Sierra de Cartagena-La Unión.	<b>92</b>
<b>Tabla 16.</b> Características granulométricas de las muestras de las presas mineras de la cara Norte de la Sierra de Cartagena.	<b>93</b>
<b>Tabla 17.</b> pH, conductividad eléctrica y formas de azufre de las de las muestras de las presas mineras de la cara Norte de la Sierra de Cartagena.	<b>94</b>
<b>Tabla 18.</b> Concentraciones totales (mg/kg) de elementos medidos en las muestras de las presas mineras de la cara Norte de la Sierra de Cartagena. En negrita los que superan el nivel de fondo. IC: índice de contaminación (Alberruche <i>et al.</i> , 2014). a) Nivel de fondo según Martínez-Sánchez <i>et al.</i> (2007). b) Datos de un suelo agrícola tomados de López-Arias y Grau-Corbí (2004).	<b>96</b>
<b>Tabla 19.</b> Concentraciones solubles ( $\mu\text{g/L}$ ) de elementos medidos en las muestras de de las presas mineras de la cara Norte de la Sierra de Cartagena. Estándar de calidad de aguas y $\text{CPP}_{\text{LAB}}$ (cociente promedio de peligrosidad), según Alberruche <i>et al.</i> (2014). En negrita los valores que superan el estándar de calidad de aguas.	<b>97</b>
<b>Tabla 20.</b> Coordenadas UTM y en grados decimales (en base el sistema de referencia ETRS 89 y referidas al huso 30) de un punto aproximadamente centrado sobre cada una de las presas mineras del área de Portmán (cara Sur de la Sierra de Cartagena-La Unión).	<b>101</b>
<b>Tabla 21.</b> Características granulométricas de las muestras de las presas mineras del área de Portmán (cara Sur de la Sierra de Cartagena-La Unión).	<b>103</b>
<b>Tabla 22.</b> pH, conductividad eléctrica y formas de azufre de las de las muestras de las presas mineras del área de Portmán (cara Sur de la Sierra de Cartagena-La Unión).	<b>104</b>
<b>Tabla 23.</b> Concentraciones totales (mg/kg) de elementos medidos en las muestras de las presas mineras del área de Portmán. En negrita los que superan el nivel de fondo. IC: índice de contaminación (Alberruche <i>et al.</i> , 2014). a) Nivel de fondo según Martínez-Sánchez <i>et al.</i> (2007). b) Datos de un suelo agrícola relativamente próximo, tomados de López-Arias y Grau-Corbí (2004).	<b>105</b>

<b>Tabla 24.</b> Concentraciones solubles ( $\mu\text{g/L}$ ) de elementos medidos en las muestras de las presas mineras del área de Portmán. Estándar de calidad de aguas y $\text{CPP}_{\text{LAB}}$ (cociente promedio de peligrosidad), según Alberruche <i>et al.</i> (2014). En negrita los valores que superan el estándar de calidad de aguas.	<b>106</b>
<b>Tabla 25.</b> pH, azufre pirítico y cálculo del Acid Base Accounting de las de las muestras de las presas seleccionadas en el entorno de Portmán. AP: acidez potencial; NP: neutralización potencial; ABA= NP-AP.	<b>111</b>
<b>Tabla 26.</b> Coordenadas UTM y en grados decimales (en base el sistema de referencia ETRS 89 y referidas al huso 30) de un punto aproximadamente centrado sobre cada una de las presas mineras del área de Mijarajos (Cartes).	<b>123</b>
<b>Tabla 27.</b> Características granulométricas de las muestras de las presas mineras del área de Mijarajos (Cartes).	<b>125</b>
<b>Tabla 28.</b> pH, conductividad eléctrica y formas de azufre de las de las muestras de las presas mineras del área de Mijarajos (Cartes).	<b>126</b>
<b>Tabla 29.</b> pH, azufre pirítico y cálculo del Acid Base Accounting de las de las muestras de las presas mineras del área de Mijarajos (Cartes). AP: acidez potencial; NP: neutralización potencial; ABA= NP-AP.	<b>126</b>
<b>Tabla 30.</b> Concentraciones totales ( $\text{mg/kg}$ ) de elementos medidos en las muestras de las presas mineras del área de Mijarajos (Cartes). En negrita los que superan el nivel de fondo. IC: índice de contaminación (Alberruche <i>et al.</i> , 2014). a) Nivel de fondo según IGME (2011). b) Datos de un suelo en parcela dedicada a pastos, tomados de López-Arias y Grau-Corbí (2004).	<b>127</b>
<b>Tabla 31.</b> Concentraciones solubles ( $\mu\text{g/L}$ ) de elementos medidos en las muestras de las presas mineras del área de Mijarajos (Cartes). Estándar de calidad de aguas y $\text{CPP}_{\text{LAB}}$ (cociente promedio de peligrosidad), según Alberruche <i>et al.</i> (2014). En negrita los valores que superan el estándar de calidad de aguas.	<b>129</b>
<b>Tabla 32.</b> Resumen de condicionantes y características relevantes para la colonización y el desarrollo vegetal de los residuos mineros estudiados.	<b>135</b>
<b>Tabla 33.</b> Resumen de algunos aspectos importantes que afectan a los trabajos y estudios de rehabilitación revisados correspondientes a minería de carbón.	<b>221</b>
<b>Tabla 34.</b> Resumen de algunos aspectos importantes que afectan a los trabajos y estudios de rehabilitación revisados correspondientes a minería metálica.	<b>223</b>
<b>Tabla 35.</b> Estimación económica del coste por hectárea de las actuaciones de enmienda, abonado e implantación de vegetación, realizadas en la Represa III.	<b>246</b>
<b>Tabla 36.</b> Estimación económica del coste por hectárea de las actuaciones de implantación de vegetación propuestas para el dique de la Represa III.	<b>251</b>
<b>Tabla 37.</b> Estimación económica del coste por hectárea de las actuaciones de implantación de vegetación propuestas para las escombreras de Valdesamario.	<b>254</b>

<b>Tabla 38.</b> Estimación económica de las operaciones de rehabilitación desarrolladas en las escombreras de Arlanza, sin incluir plantaciones de arbustos y árboles ni monitorización (A. García Álvarez, comunicación personal, 17 de noviembre, 2016).	<b>260</b>
<b>Tabla 39.</b> Estimación económica del coste por hectárea de las operaciones de rehabilitación previstas en las plataformas y bermas de la escombrera denominada Vacíe Marginal (estimados a partir de la información técnica y económica del Plan de Restauración del proyecto de explotación Rio Tinto, 2014).	<b>268</b>
<b>Tabla 40.</b> Estimación económica del coste por hectárea medida en planta de las operaciones de rehabilitación previstas en los taludes de la escombrera denominada Vacíe Marginal (estimados a partir de la información técnica y económica del Plan de Restauración del proyecto de explotación Rio Tinto, 2014).	<b>268</b>
<b>Tabla 41.</b> Estimación económica del coste por hectárea medida en planta de las operaciones de rehabilitación previstas en una unidad compuesta por taludes y bermas, según el proyecto de ampliación de la escombrera Los Frailes.	<b>282</b>
<b>Tabla 42.</b> Estimación económica del coste por hectárea de las operaciones de rehabilitación previstas en la plataforma superior, según el proyecto de ampliación de la escombrera Los Frailes.	<b>283</b>
<b>Tabla 43.</b> Estimación económica actualizada del coste por hectárea de las operaciones de sellado de la plataforma superior del vertedero proyectado en la corta Gloria Este.	<b>293</b>
<b>Tabla 44.</b> Estimación económica actualizada del coste por hectárea de las operaciones de preparación de un sustrato a base de filitas grises, enriquecido con estiércol y fertilizantes, y protegido con mulch de paja sobre la superficie de la plataforma superior y bermas mayores del vertedero proyectado en la corta Gloria Este.	<b>296</b>
<b>Tabla 45.</b> Estimación económica actualizada del coste por hectárea medida en planta de las operaciones de preparación de un sustrato a base de filitas grises, enriquecido con estiércol y fertilizantes, y protegido con red de yute, sobre la superficie de los taludes de caballón y bermas menores del vertedero proyectado en la corta Gloria Este.	<b>297</b>
<b>Tabla 46.</b> Dosis de semillas para la mezcla de siembra planificada en la recuperación del vertedero proyectado en la corta Gloria Este (La Unión, Murcia).	<b>298</b>
<b>Tabla 47.</b> Estimación económica actualizada del coste por hectárea de las operaciones de preparación del terreno para la siembra, y labores de implantación de vegetación con carácter protector, sobre la superficie de la plataforma superior y bermas mayores del vertedero proyectado en la corta Gloria Este.	<b>301</b>



<b>Tabla 48.</b> Estimación económica actualizada del coste por hectárea medida en planta de las operaciones de implantación de vegetación con carácter protector, sobre la superficie de las bermas menores y taludes de caballón del vertedero proyectado en la corta Gloria Este.	<b>301</b>
<b>Tabla 49.</b> Valoraciones económicas de las prácticas de rehabilitación revisadas que previsiblemente pueden ser más habituales para la rehabilitación de instalaciones mineras abandonadas.	<b>312</b>
<b>Tabla 50.</b> Criterios de selección de técnicas de restauración aplicables a residuos de la minería metálica en función de las características de contenido metálico, toxicidad, acidez y salinidad (Cooke & Johnson, 2002).	<b>321</b>
<b>Tabla 51.</b> Valores de lixiviados de residuos obtenidos según la norma UNE-EN 12457-2 y límites de admisión a vertedero de residuos según la Decisión 2003/33/CE del Consejo de Europa (2002).	<b>327</b>
<b>Tabla 52.</b> Previsible aplicabilidad de las medidas prácticas que pueden ser incluidas en un proyecto de rehabilitación de una instalación de residuos abandonada, entendida como la frecuencia con que normalmente será necesario hacer uso de ellas considerando la casuística de los inventarios realizados en España.	<b>336</b>
<b>Tabla 53.</b> Resumen de efectos directos que se esperan obtener con la implementación de las diferentes prácticas del catálogo y códigos de los escenarios de riesgo relacionados según la metodología descrita en Alberruche <i>et al.</i> (2014).	<b>386</b>
<b>Tabla 54.</b> Escala general de valoración y calificación para los índices de probabilidad y severidad.	<b>437</b>
<b>Tabla 55.</b> Tabla resumen de medidas prácticas de probada eficacia que facilita la preselección de las mismas a los diferentes escenarios de riesgo contemplados en la metodología del IGME.	<b>441</b>



## 1. INTRODUCCIÓN

La Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 de marzo de 2006 sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas establece en su Artículo 20: “Los Estados miembros se asegurarán de que se confeccione y actualice periódicamente un inventario de las instalaciones de residuos cerradas, incluidas las instalaciones de residuos abandonadas situadas en su territorio que tengan un impacto medioambiental grave o que puedan convertirse a medio o corto plazo en una amenaza grave para la salud de las personas o para el medio ambiente”. En el Artículo 21 de la citada Directiva se establece que “La Comisión ... garantizará que haya un intercambio apropiado de información técnica y científica entre los Estados miembros con vistas al desarrollo de metodologías conducentes a: la rehabilitación de las instalaciones de residuos cerradas determinadas con arreglo al artículo 20 para cumplir los requisitos del Artículo 4”, es decir, promoviendo todas las medidas necesarias para garantizar que los residuos de extracción se gestionan de un modo que no suponga peligro para la salud de las personas y sin utilizar procesos o métodos que puedan dañar el medio ambiente, sobre la base de la aplicación de las mejores técnicas disponibles (MTD). La trasposición de la Directiva se realizó en España mediante el Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. El mencionado Real Decreto explica en su exposición de motivos que la Comisión Europea prevé un intercambio apropiado de información científica y técnica sobre la forma de elaborar inventarios de las instalaciones de residuos mineros clausuradas, incluidas las instalaciones de residuos mineros abandonadas, en cada Estado miembro y sobre el desarrollo de metodologías de rehabilitación de instalaciones de residuos cerradas. En teoría, este inventario debería ser el punto de partida de un programa de medidas adecuado.

Con estas premisas, la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural del MAGRAMA (actual MITECO) encomendó al Instituto Geológico y Minero de España una serie de trabajos técnicos entre los que se incluía la elaboración de un procedimiento para la realización de un inventario de instalaciones cerradas y

abandonadas de residuos mineros, así como la elaboración de criterios técnicos para la priorización, según el riesgo, de los emplazamientos y de las instalaciones merecedoras de ser incluidas en el inventario. Las metodologías para la realización del inventario y para la evaluación preliminar de riesgos de las instalaciones de residuos cerradas o abandonadas fueron desarrolladas por el IGME entre los años 2010 y 2014 (Alberruche del Campo *et al.*, 2014; Macho *et al.*, 2014). En paralelo a estas actividades, y empleando las citadas metodologías, el IGME ha desarrollado trabajos de inventario y evaluación de riesgos de instalaciones abandonadas de residuos mineros, con objeto de obtener una jerarquía de prioridades de actuación, para la Dirección General de Política Energética y Minas (MINETUR, actual MINETAD). Los trabajos de inventario y de evaluación de riesgos realizados han permitido reconocer los principales problemas que presentan las instalaciones abandonadas españolas y abordar las posibles soluciones para su rehabilitación o restauración. Con estos antecedentes, se consideró que podía resultar útil encomendar al IGME una nueva serie de trabajos destinados a identificar medidas prácticas de probada eficacia para la rehabilitación específica de escombreras y presas de residuos de industrias extractivas abandonadas, a petición también de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural (MITECO). Es necesario recalcar que el inventario realizado por el IGME recoge información actualizada y sistemática de sus características en fichas de campo, lo que ha permitido, junto a la consulta de otra serie de materiales, efectuar la evaluación de riesgos. Las propias valoraciones de carácter científico-técnico que han sido la base de los procedimientos de evaluación de riesgos empleados también por el IGME pueden servir como punto de partida para sistematizar modelos o pautas de actuación enfocadas a instalaciones de residuos mineros abandonadas. Con estas premisas, y con el apoyo de una pertinente revisión bibliográfica y el estudio de casos se ha desarrollado un catálogo de medidas prácticas de probada eficacia.

Esta guía recoge los aspectos más destacados de los trabajos realizados. Está concebida para ser descriptiva e informativa, cubriendo lo fundamental del diseño de medidas de actuación para la rehabilitación de instalaciones de residuos mineros abandonadas. No pretende ser un manual de instrucciones, aunque sí pretende

reconocer y concretar los aspectos más relevantes para la rehabilitación práctica de instalaciones abandonadas de residuos mineros.

El capítulo segundo se ocupa, de manera sistemática pero sin ánimo de exhaustividad, de los fundamentos teóricos que pueden resultar pertinentes, con base en un proceso de revisión de la bibliografía que se ha considerado más relevante. Con ella ha sido posible definir mejor el marco teórico en el que se circunscriben los posteriores capítulos, y que básicamente consiste en que los objetivos de las medidas de rehabilitación a adoptar han de estar vinculados a la reducción de los niveles de riesgo hasta límites aceptables, lo que significa frenar o eliminar procesos físicos, químicos y biológicos no deseados, que están en el origen de los riesgos.

El tercer capítulo presenta los resultados del estudio de diversos tipos de residuos mineros, mediante la valoración de datos analíticos obtenidos durante las labores de inventario y algunos otros. Igualmente, se han estudiado someramente los procesos de rehabilitación naturales ocurridos sobre ellos, reconocidos a través de la colonización vegetal, con el objetivo de lograr una mejor comprensión de estos mecanismos, lo que puede revertir en la planificación de actuaciones encaminadas al establecimiento de sistemas auto-sostenibles.

El capítulo cuarto muestra los resultados del examen de diversos trabajos, en su mayoría publicados, los cuales describen estudios desarrollados para conocer el potencial de los residuos mineros para servir como base a la creación de un nuevo sistema suelo-vegetación. Dichos trabajos derivan, en unos casos, de la implementación de medidas correctoras reales y, en otros, de ensayos de tipo experimental repartidos por la geografía española, así como de la comprobación de los resultados obtenidos. Han sido desarrollados por parte de empresas, organismos o grupos de investigación. Se ha puesto especial atención en reconocer cuáles de las medidas adoptadas se pueden considerar exitosas, así como en averiguar las posibles causas que limitaron el éxito en aquellos casos en los que el resultado no fue el esperado.

El quinto capítulo reúne alguna información que ha podido ser documentada sobre la gestión de las aguas superficiales que llegan a las instalaciones de residuos en diferentes situaciones, para recalcar la importancia del manejo de la escorrentía superficial en el entorno cercano de las instalaciones. Se incluye un caso en el que las medidas de rehabilitación adoptadas han generado consecuencias negativas inesperadas, que han llevado a una nueva situación en la que la instalación objeto de aquellas medidas pasó a estar amenazada de ruina, y fue finalmente desmantelada. Con ello se muestra la importancia que pueden alcanzar algunos procesos imprevistos o accidentales, los cuales pueden llegar a comprometer por completo el éxito de un proyecto de rehabilitación de una instalación abandonada de residuos mineros.

En el sexto capítulo, se ha buscado valorar de forma crítica la utilidad y aplicabilidad de las técnicas y prácticas incluidas en proyectos reales de rehabilitación de instalaciones de residuos mineros, a instalaciones de residuos mineros abandonadas. Se ha prestado especial atención a los aspectos técnicos y económicos.

El séptimo capítulo ofrece, sin entrar en detalles, una enumeración de métodos de caracterización de residuos mineros que pueden ser de aplicación para la evaluación de riesgos y para el diseño y dimensionado de medidas de rehabilitación aplicables en instalaciones abandonadas.

El capítulo octavo es una recapitulación basada en el análisis y la interpretación de todo el material recopilado y empleado en los capítulos anteriores, a lo que se suma la experiencia adquirida durante la elaboración de los inventarios. No se ha perdido de vista que, aunque teóricamente los fundamentos técnicos y científicos aplicables en procesos de rehabilitación de instalaciones de residuos mineros abandonadas son los mismos que sirven a las tareas de restauración de instalaciones de minas en activo, la dificultad para alcanzar resultados semejantes puede ser mucho mayor en las primeras. Esto es especialmente cierto en aquellas circunstancias en las que el propio estado de alteración del terreno dificulta la aplicación de medidas, o en aquellas situaciones en las que la prevención hubiera sido más eficaz que la corrección. Con estas premisas, el capítulo se centra en la identificación de prácticas y técnicas de

rehabilitación que pueden considerarse medidas prácticas de probada eficacia, partiendo de toda la gama de técnicas y prácticas realmente empleadas en nuestro país para la rehabilitación de instalaciones de residuos mineros, y aclarando los aspectos importantes que deben ser considerados en el diseño de las mismas, apuntando también algunas ideas sobre medidas de seguimiento y control.

El noveno capítulo ofrece una explicación de los criterios que pueden adoptarse para la definición y selección de lo que se han denominado medidas prácticas de probada eficacia, dentro del marco de la metodología de evaluación de riesgos aplicada por el IGME (Alberruche del Campo *et al.*, 2014). Para ello, se admite que los propios procedimientos de evaluación de riesgos basados en la valoración de la probabilidad de ocurrencia y la severidad de las consecuencias sirven, no solo para establecer las prioridades de actuación, sino también para guiar la selección del tipo de medidas que es necesario adoptar para la reducción de los riesgos de una manera sistemática.

Para finalizar, como se ha mencionado, el **ANEXO** incluye el catálogo de fichas de las medidas que han sido seleccionadas como de probada eficacia. Dichas fichas se han elaborado con la idea de ser más una colección de recomendaciones antes que una colección de prescripciones. Por último, hay que advertir que estas prácticas estarán normalmente incorporadas en proyectos de rehabilitación. Como es lógico, dichos proyectos, cuando sea necesario y según cada caso concreto, pueden incluir alguna otra medida o práctica no contemplada en el catálogo que se propone. Sin embargo, es muy posible que la consideración de todas o casi todas las prácticas expuestas en este catálogo, coordinadas y dimensionadas adecuadamente en función del caso, cubran la práctica totalidad de las actuaciones importantes que es necesario llevar a cabo en un proyecto de rehabilitación de una instalación de residuos abandonada.

## **2. FUNDAMENTOS ECOLÓGICOS Y TÉCNICOS**

Las normas actualmente aplicables sobre rehabilitación de los terrenos afectados por proyectos mineros parten de que la minería es un uso temporal de la tierra y que dichos terrenos deben ser devueltos a un estado satisfactorio. La gran mayoría de instalaciones de residuos abandonadas merecedoras de estar incluidas en posiciones altas de una lista de prioridades de actuación están muy lejos de poseer ese estado satisfactorio, cualquiera que sea su definición. La consecución de ese estado pasa por la realización de operaciones de rehabilitación establecidas sobre la base de un conocimiento de las condiciones iniciales y del establecimiento de unos objetivos que definirán de algún modo ese estado satisfactorio. Para ello, se ha considerado de interés indagar sobre los conceptos que, con mayor o menor precisión, se han aplicado a la rehabilitación de terrenos gravemente alterados. La primera parte de este capítulo se ocupa de esta tarea. Por otro lado, la importancia de la vegetación para la rehabilitación de residuos mineros ha sido destacada en numerosos trabajos, como elemento fundamental para frenar el desarrollo de procesos no deseados. Donde está presente algún tipo de vegetación, se suele interpretar que las condiciones son menos hostiles, lo que muchas veces lleva asociada una menor tendencia al desarrollo de escenarios de contaminación e inestabilidad física. El papel que puede jugar la vegetación en un proyecto de rehabilitación de una instalación abandonada de residuos mineros se examina en la segunda parte del capítulo.

### **2. 1. CONCEPTOS BÁSICOS**

Box (1978) introdujo el concepto de área drásticamente alterada, la cual puede ser definida como aquella superficie de terreno en la que la vegetación y la comunidad animal han sido eliminadas, y la mayor parte de los horizontes superiores del suelo se han perdido, alterado o enterrado. En estas zonas, los procesos normales de sucesión ecológica pueden requerir periodos de tiempo superiores a la escala de la vida humana, hasta la recuperación de la situación original u otro estado que puede no ser el mismo que el inicial. La minería está entre las actividades humanas capaces de generar este tipo de áreas drásticamente alteradas. En cuanto a las posibles formas de



actuar para rehabilitar estos lugares, el citado autor se vale de las definiciones empleadas por la *National Academy of Science* de Estados Unidos (NAS, 1974). Según el citado trabajo, restauración (ing. *restoration*) se refiere a la realización de trabajos encaminados a devolver los terrenos alterados a su estado original, lo que es reconocido como prácticamente imposible o impracticable. Como explica Cairns (1989), dado que cada ecosistema es el producto de una secuencia de procesos climáticos, biológicos y de otro tipo, es altamente improbable obtener una réplica exacta de las condiciones anteriores a la degradación del mismo. Si se llevan a cabo una serie de actuaciones y el resultado final es tal que el lugar es habitable para organismos vivos originalmente presentes, u otros semejantes que cubren los mismos nichos ecológicos, con aproximadamente la misma composición que la original, entonces se habla de recuperación (ing. *reclamation*). Por último, se dice rehabilitación (ing. *rehabilitation*) si se pretende que los terrenos adquieran un aspecto y productividad establecidos de acuerdo con un plan previo, y sean ecológicamente estables, de manera que no contribuyan sustancialmente al deterioro ambiental y se integren en el paisaje circundante (NAS, 1974).

Desde que se dieron a conocer estas definiciones se han realizado infinidad de trabajos que hacen uso de ellas, así como otros muchos que las redefinen, o analizan su aplicabilidad, tanto en lo que se refiere a la recuperación de terrenos alterados por minería como a cualquier otra clase de terrenos afectados por un mayor o menor grado de degradación y a diferentes escalas. Tal vez sea Bradshaw el autor más influyente entre los que se han ocupado de la definición de conceptos desde una posición cercana a la realidad de la alteración del terreno generada por las actividades mineras. Su visión sobre el significado de restauración es semejante a la anteriormente expuesta. Para Bradshaw, sin embargo, rehabilitación significa promover un cambio en la misma dirección de la restauración, entendida como un proceso orientado al restablecimiento del estado original, pero sin alcanzar totalmente ese objetivo. También incluye un nuevo concepto (ing. *replacement*) que viene a significar la sustitución o el reemplazo del sistema originalmente existente por otro, el cual puede ser más productivo o más rico en biomasa y contenido de nutrientes, aunque sea de menor diversidad (Bradshaw, 1983, 1985). Con el paso de los años, el citado autor

consideró este nuevo término como equivalente a la palabra inglesa *reclamation* (p. ej.: Bradshaw, 1996; Dobson *et al.*, 1997). Este concepto es semejante al de reasignación (ing. *reallocation*) propuesto por Aronson *et al.* (1993). Bradshaw advierte también de que, en muchas situaciones, la verdadera restauración puede ser poco realista, o inabordable económicamente, por lo que tanto la rehabilitación como el reemplazo pueden ser opciones apropiadas (Bradshaw, 1996). Bradshaw considera la posibilidad de abandono (ing. *neglect*), para aquellos casos en los que no se realiza ninguna intervención sobre el lugar que se ha degradado. Con el tiempo, este lugar puede evolucionar en el sentido de la sucesión ecológica o, por el contrario, aumentar su nivel de deterioro. Esto dependerá del estado de degradación y del grado de irreversibilidad que hayan sido alcanzados durante el desarrollo de la actividad que produjo la alteración del terreno. Un término muy relacionado con el anterior, cuyo uso es muy común en Norteamérica y Australia, es el de huérfano (ing. *orphan*), empleado para referirse a depósitos de residuos mineros o terrenos alterados por operaciones mineras que ya no están activos, no han sido rehabilitados, y continúan causando problemas ambientales o sociales significativos.

Jackson *et al.* (1995) definen restauración ecológica como el proceso de reparación del daño causado por los humanos sobre la diversidad y la dinámica de los ecosistemas autóctonos. Resaltan que un ecosistema restaurado debe ser auto-sostenible, es decir que debería mantenerse dentro de unos rangos normales de variación sin necesidad de aportes externos de energía o materiales. Entienden que los conceptos de recuperación, rehabilitación y restauración representan metas de creciente nivel de exigencia, formando un *continuum* que va desde una menor a una mayor semejanza del resultado final con el ecosistema existente antes de la alteración. Es decir, en cierto modo, las diferencias en la terminología empleada están relacionadas con las diferencias en el respectivo resultado final esperable (Zedler, 1999). Desde una perspectiva más prosaica, o en sentido práctico, la recuperación busca establecer sobre los terrenos alterados un uso o aprovechamiento del suelo que resulte apropiado a las condiciones existentes y sea acorde con los del entorno, sin que guarde necesariamente una relación con el estado original (Bowman & Baker, 1998). La llamada *Society for Ecological Restoration* (SER, en adelante) definía inicialmente la

restauración ecológica como el proceso de restablecimiento de la estructura, la función y la integridad de los ecosistemas autóctonos y de la capacidad de sostenimiento que ofrecen (Clewel & Covington, 1995). Más recientemente, la SER considera que la restauración ecológica es el proceso de asistir o favorecer el restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido (SER, 2004). Esta definición tan amplia y simple, sin mayores matizaciones, vendría a ser equivalente a las acepciones de rehabilitación clásicas de autores como Box (1978) o Bradshaw (1983). De hecho, la propia SER reconoce que muchos proyectos identificados como de rehabilitación, pueden entrar en la categoría de restauración ecológica. Para la SER, la rehabilitación enfatiza la reparación de los procesos, la productividad y los servicios de un ecosistema, mientras que las metas de la restauración también incluyen el restablecimiento de la integridad biótica preexistente en términos de composición de especies y estructura de la comunidad.

Conviene añadir que a la definición simple de restauración ecológica reproducida en el párrafo anterior se suman una serie de consideraciones. Así, se establece que la restauración, para ser considerada ecológica, debe poseer una serie de atributos, aunque no es esencial la expresión total de todos ellos (SER, 2004). Estos atributos se refieren a la composición de especies autóctonas, la estructura de la comunidad, la presencia de todos los grupos funcionales que aseguran la estabilidad, la capacidad de sostén del ambiente físico, el funcionamiento de los procesos ecológicos, la integración en su entorno y en el paisaje, la ausencia o bajo nivel de amenazas externas, la capacidad de recuperación ante acontecimientos estresantes y la auto-sostenibilidad. Con este planteamiento, el concepto de restauración ecológica de la SER puede llegar a chocar frontalmente con la realidad, especialmente cuando el punto de partida de un proyecto es un estado muy degradado o un ecosistema destruido (cuando se ha eliminado toda la vida macroscópica y se ha devastado el ambiente físico). Además, aunque algunos de estos atributos son fácilmente mensurables, otros se han de evaluar indirectamente, incluyendo la mayoría de las funciones de un ecosistema, las cuales no se pueden medir sin recurrir a investigaciones que muchas veces pueden exceder la capacidad y el presupuesto de la mayoría de los proyectos de restauración, especialmente cuando se trata de instalaciones de residuos mineros abandonadas.

Desde hace ya bastantes años se han venido debatiendo ampliamente diversos aspectos de la ecología de la restauración, como sub-disciplina básica de la llamada restauración ecológica. Igualmente, existe mucha polémica a propósito de las propuestas de la SER sobre el concepto de restauración ecológica. Entre los temas más debatidos se pueden destacar: el papel asignado a los procesos de colonización y sucesión; la importancia que hay que conceder a los temas sociales, económicos y políticos relacionados; o la importancia relativa que ha de otorgarse a la definición clara de metas o al desarrollo de procesos. Sin embargo, posiblemente el tema que más acalorados debates ha generado es el que se refiere a la necesidad de establecer un ecosistema de referencia histórico. Textualmente se declara (SER, 2004): “la restauración trata de retornar un ecosistema a su trayectoria histórica. Por lo tanto, las condiciones históricas son el punto de partida ideal para diseñar la restauración”. Sin embargo, la composición y estructura de cualquier ecosistema de referencia pasado no es siempre fácil de definir con suficiente precisión (White & Walker, 1997). Por ello, la mayoría de los proyectos de restauración llevan a cabo una aproximación a las condiciones anteriores a la alteración que es congruente con el paisaje existente en las inmediaciones (Cairns & Heckman, 1996). Además, algunos autores, aun reconociendo el valor de la información de carácter histórico, ponen en duda que un ecosistema restaurado según un patrón histórico pueda ser sostenible en el futuro, o pueda ser lo más deseable para la sociedad en el momento presente (p. ej.: Choi, 2004, 2007; Harris *et al.*, 2006). También hay que considerar que el punto final de muchos procesos de sucesión no es un resultado predecible, siendo posibles varios estados, dependiendo de las numerosas circunstancias contingentes (Noble & Slatyer, 1980). En definitiva, se ha producido un cambio de visualización de los ecosistemas como entidades de equilibrio estático en el que se puede detectar una causalidad lineal simple, a verlos como sistemas dinámicos, complejos, en los que la no linealidad, la dependencia histórica, y la imprevisibilidad son a menudo las características principales. Por otro lado, hay que tener en cuenta que la necesidad de restaurar o rehabilitar abarca desde la reconstrucción de zonas de pequeña superficie totalmente devastadas hasta la gestión de grandes espacios relativamente poco modificados (Hobbs & Norton, 1996), por lo que el tipo de acciones a llevar a cabo puede variar en un amplio rango, dependiendo del caso concreto. Es importante comprender que el grado de

restauración o rehabilitación que puede ser alcanzado depende en gran medida de la severidad de la degradación existente, es decir, que el grado de alteración impone límites prácticos en cuanto a fijar objetivos razonables (Werner, 1987). Cuanto mayor es la gravedad de la perturbación, más cuestionable resulta emprender acciones dirigidas a recomponer un ecosistema histórico o recuperar un estado previo a la perturbación (es decir, "volver al pasado") (Hildebrand *et al.*, 2005; Harris *et al.*, 2006; Choi, 2007; Seastedt *et al.* 2008). En tales situaciones, puede ser interesante abordar el problema desde la perspectiva de establecer ecosistemas nuevos (ing. *novel ecosystems*) (Hobbs *et al.*, 2006, 2009; Doley & Audet, 2013). Doley & Audet (2013) instan a considerar la posibilidad de crear ecosistemas nuevos para la rehabilitación de terrenos mineros. Estos consisten en nuevas combinaciones de atributos físicos y biológicos, resultado deliberado o no de la intervención humana, que son viables y estables en las condiciones nuevas sin posterior mantenimiento (Hobbs *et al.*, 2006).

Las implicaciones para el proceso de restauración que se derivan de las condiciones presentes en el terreno degradado pueden ser descritas según el modelo conceptual de Whisenant (1999). En una escala de procesos de degradación posibles sobre ecosistemas silvestres, que van desde la simple incidencia de los eventos climáticos extremos hasta la desertificación y denudación de las capas superiores del suelo, propone dos umbrales que marcan límites entre los distintos tipos de estados degradados.

- 1) El primer umbral está controlado por interacciones bióticas. La superación del mismo implica la necesidad de realizar manipulaciones humanas sobre la composición existente de especies.
- 2) Un segundo umbral estaría controlado por limitaciones abióticas, que son las que predominan en los estados de mayor degradación. Este umbral se traspasa por procesos de degradación debidos a cambios importantes en los factores abióticos (cambios de pendiente, eliminación del suelo, contaminación). Para superar este umbral, en el sentido de la restauración, hay que modificar esos factores y reparar el ambiente físico y químico antes de actuar sobre los componentes bióticos.

De manera semejante, Prach & Hobbs (2007) comentan que no se pueden esperar buenos resultados confiando únicamente en la sucesión ecológica en lugares en los que las condiciones abióticas son extremas (estrés muy elevado y productividad muy baja), siendo preferible en tales situaciones hacer uso de soluciones técnicas. En esta situación se encuentra la práctica totalidad de las instalaciones de residuos mineros abandonadas. Ashby *et al.* (1984), en referencia a los residuos mineros abandonados no rehabilitados (ing. *orphan*), explican que el posible medio de enraizamiento procede de la mezcla de materiales superficiales y profundos, incluyendo los finos originales del suelo, capas sub-superficiales de materiales no consolidados y fragmentos más gruesos derivados de la rotura de las rocas. Cuando menos, lo corriente en este tipo de estructuras mineras es que los materiales edáficos originales se hayan diluido extraordinariamente, aunque lo más corriente es que se hayan perdido, normalmente sepultados por los escombros y estériles cuyo volumen es muy superior. Normalmente, en las escombreras mineras, el material que queda en la superficie es extremadamente esquelético y sus propiedades y situación determinan de modo crucial el grado en que un ecosistema puede desarrollarse naturalmente en ese lugar, cómo ese desarrollo puede progresar, y qué tratamientos pueden ser necesarios para asistir a este desarrollo. A esto se suma en muchas ocasiones la toxicidad, la cual se demuestra muy claramente en áreas en las que, durante cientos de años, solo se produce una colonización escasa y dispersa de plantas tolerantes (Bradshaw, 1985). Hossner & Hons (1992), por su parte, hacen una extensa revisión de la problemática planteada por los desechos derivados del proceso de extracción y refinado de los minerales (lodos, relaves). La casuística relativa a estos residuos es muy variada, pero, en términos generales, la rehabilitación del terreno se ve condicionada por una serie de características de corrección más o menos difícil: acidez, salinidad, sodicidad, contenido en metales pesados, etc. Por todo lo anterior, aunque se pueda admitir que los procesos naturales pueden finalmente lograr la plena restauración, se comprende también que, en bastantes casos, pueden postergarse por mucho tiempo y necesitan ser asistidos (Bradshaw, 1996).

Así pues, en el mejor de los casos, los materiales que se encuentran en terrenos mineros abandonados, y específicamente los residuos mineros, son un medio edáfico

hostil para la colonización y la sucesión ecológica, incluso en ausencia de toxicidad. Es por esto que se ha reivindicado la pertinencia de utilizar el concepto de calidad del suelo: la capacidad del suelo para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, sostener la productividad de plantas y animales, mantener o mejorar la calidad del aire y del agua, y sostener la salud humana y el hábitat (Karlen *et al.*, 1997). Este concepto, a veces criticado desde la ortodoxia, se ha mostrado como incuestionablemente útil en procesos de restauración o rehabilitación. Dado que se basa en principios básicos de la edafología y la ecología del suelo, el concepto de calidad del suelo está embebido del conocimiento ecológico del suelo y, por lo tanto, puede servir como una herramienta útil para guiar la restauración de un ecosistema (Heneghan *et al.*, 2008). Estos autores señalan que los lugares significativamente degradados requieren una mayor consideración del suelo (o el sustrato), y presentan un modelo conceptual según el cual la manipulación o modificación individual de los atributos físicos, químicos o biológicos del mismo es el paso previo a estados sucesivos de recuperación. Superado ese punto, lo importante será ya manipular y controlar también las interrelaciones entre estos componentes. Las manipulaciones a las que se ha venido haciendo referencia para modificar las propiedades abióticas del terreno conllevan ineludiblemente la aplicación de técnicas aplicadas, herederas de las prácticas agrícolas y forestales de conservación de suelos, de las desarrolladas para el control de la contaminación de suelos y aguas, así como otras nacidas de la propia experiencia obtenida en rehabilitar terrenos mineros, entre las que destacan las destinadas a la estabilización de los mismos. Como expresaron Kenna *et al.* (1999), los terrenos drásticamente alterados requieren casi siempre una combinación de acciones de restauración de diversos tipos: tratamientos estructurales, gestión de los usos del suelo e intervenciones biológicas.

Cuando la toxicidad de los residuos adquiere preponderancia, se emplea muchas veces el término remediación, el cual hace normalmente referencia a la minimización del riesgo real o potencial sobre el medio ambiente o la salud humana hasta límites aceptables. Esto se puede lograr mediante la aplicación de una o más de las siguientes fórmulas (Wood, 2001): a) la eliminación o tratamiento/modificación del material contaminante, b) el aislamiento del material contaminante, c) la interrupción de la vía

de exposición, y d) la protección o eliminación de los potenciales receptores. Otra definición sería: la eliminación, reducción o neutralización de sustancias, residuos o materiales peligrosos a fin de prevenir o minimizar los efectos adversos sobre el medio ambiente, ahora o en el futuro (Powter, 2002). Muchas veces los proyectos de rehabilitación/restauración incluyen de forma diferenciada procedimientos de remediación para zonas o puntos concretos con una problemática específica, ubicados dentro del ámbito de actuación, o diferencian una fase previa de remediación para toda la superficie, la cual será después objeto de otras actuaciones de rehabilitación.

Como se ha mostrado en los párrafos anteriores, muchas veces no es posible descartar que la rehabilitación de los terrenos alterados por minería a cielo abierto (y especialmente los depósitos de residuos mineros) incorpore técnicas propias de la ingeniería. Estas pueden ser necesarias para el control de la escorrentía, la estabilización del terreno, el tratamiento de aguas, la conservación de suelos, la creación de accesos estables, etc. Aquí se pueden incluir muy diversos tipos de actuaciones, obras y estructuras ampliamente utilizadas por diferentes ramas de la ingeniería (agronómica, forestal, civil, minera, ambiental, etc.). Como es lógico, es deseable que el diseño de estas esté íntimamente ligado a la restauración ecológico-paisajística y, es más, los criterios de integración ecológica y paisajística deben ser aplicados también a las obras de ingeniería que se requieran (Arranz González, 2005). En lo que se refiere a cualquier tipo de estructura diseñada sobre la base de parámetros geotécnicos supuestamente estables a lo largo del tiempo, convendrá también empezar a aceptar que, a largo plazo, esos parámetros evolucionarán, particularmente donde se producen inevitablemente procesos ecológicos tales como el incremento de la actividad vegetal, animal, biológica y geoquímica. Para las estructuras geotécnicas cercanas a la superficie en particular, esto requiere una perspectiva interdisciplinaria y la aceptación de que los materiales constructivos empleados llegarán a ser un sistema ecológico viviente, en lugar de un material de construcción inerte (DeJong *et al.*, 2014). Llegados a este punto, resulta obligado llamar la atención sobre el potencial que ofrece la emergente disciplina conocida como ingeniería ecológica (ing. *ecological engineering*), a veces denominada de otras maneras (bioingeniería, ingeniería naturalística, etc.), y de la que existen ya



importantes obras de consulta general (Mitsch & Jørgensen, 1989; Mitsch & Jørgensen, 2004; Kandas, 2004). Según Bradshaw (1997), la restauración de ecosistemas no es otra cosa que ingeniería ecológica de la mejor clase. Para Mitsch & Jørgensen (1989), se puede definir como el diseño de ecosistemas sustentables que integran la sociedad humana con su ambiente natural para el beneficio de ambos. Los objetivos de la ingeniería ecológica son: la restauración de ecosistemas que han sido sustancialmente alterados por las actividades humanas, y el desarrollo de nuevos ecosistemas sostenibles que puedan ser valorados tanto desde el punto de vista ecológico como el humano. Según Ma (1985), los principios de la ingeniería ecológica son: simbiosis entre especies vivas, reciclado, regeneración y armonía.

Para terminar este apartado, es interesante revisar los conceptos utilizados en la normativa. En España, en referencia a los terrenos alterados por minería, ha sido habitual emplear indistintamente los términos restauración y rehabilitación. Las antiguas leyes españolas, ya derogadas (R.D. 2994/1982 y R.D. 1116/1984), sobre restauración del espacio natural afectado por explotaciones mineras a cielo abierto, hacían un uso del término restauración que no puede considerarse estricto, equiparándolo al término rehabilitación. Como ya se mencionó, en la actualidad está vigente el Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. Esta norma actualiza muchos aspectos técnicos y considera de manera muy especial todo lo relacionado con las instalaciones de residuos mineros, de acuerdo con la Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo. Conviene resaltar que la nueva norma española ha mantenido el concepto de plan de restauración de acuerdo con la terminología tradicional, si bien en el texto se utiliza el “concepto de rehabilitación, más exacto y acertado, pues rehabilitación se define como el tratamiento del terreno afectado por las actividades mineras de forma que se devuelva el terreno a un estado satisfactorio, en particular en lo que se refiere, según los casos, a la calidad del suelo, la fauna, los hábitats naturales, los sistemas de agua dulce, el paisaje y los usos beneficiosos apropiados”. Por lo tanto, la normativa admite sin demasiado problema que los términos restauración y rehabilitación sean intercambiables.

En consonancia con lo anterior, algunos autores consideran mucho más importante fijar claramente los objetivos o metas, cualquiera que sea el término empleado para darle nombre al conjunto de actuaciones a llevar a cabo (Harris *et al.*, 1996; Hobbs, 1999; Arranz-González, 2005). Muy probablemente, desde la perspectiva de quienes vayan a asumir la responsabilidad de actuar sobre los terrenos mineros, importa poco cual sea el concepto teórico más adecuado a emplear, aunque sí será importante la definición de objetivos claros y realistas. El establecimiento de objetivos debe basarse en un análisis y diagnóstico de los factores de degradación que estén actuando en cada caso concreto y de los riesgos existentes. En particular, los objetivos han de estar relacionados con la reducción de los niveles de riesgo hasta límites aceptables, lo que significa frenar o eliminar procesos físicos, químicos y biológicos no deseados, que están en el origen de los riesgos. Además parece claro que es necesario aceptar un rango de resultados posibles antes que un resultado único perfectamente determinado. Desde un punto de vista conceptual, la rehabilitación o restauración de los depósitos abandonados de residuos mineros debería llevarse a cabo sobre la base de principios ecológicos y desde una perspectiva holística, orientada hacia el desarrollo de ecosistemas auto-sostenibles e integrados en su entorno, aunque sean ecosistemas nuevos. Necesariamente esto será posible exclusivamente sobre formas del terreno estables y suelos capaces de realizar las necesarias funciones ecológicas, incorporando en lo posible los propios procesos regenerativos naturales y frenando los procesos de degradación. Es decir, la perspectiva de la restauración ecológica no debe faltar, aunque solo sea porque puede incrementar las posibilidades de éxito. Sin embargo, donde resulte imposible o extremadamente costoso recuperar la estructura y composición de un ecosistema de referencia natural, pueden ser apropiados otros objetivos o crear sistemas nuevos, sin descartar ninguna posibilidad.

## **2. 2. PAPEL DE LA VEGETACIÓN EN LA REHABILITACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS**

En este apartado se revisan algunas ideas sobre el papel que la vegetación puede jugar en procesos de rehabilitación de instalaciones abandonadas de residuos mineros,

especialmente en lo que se refiere a los llamados procesos de facilitación y a la aplicabilidad de las técnicas que se agrupan dentro del término fitoremediación.

### **2. 2. 1. Procesos de colonización vegetal natural**

Desde el momento de finalización de los vertidos de residuos mineros en presas, escombreras o pilas, los procesos naturales podrían finalmente lograr la plena restauración de dichos terrenos, aunque lo normal es que se requiera mucho tiempo, en función de la severidad de las condiciones del sustrato (Ash *et al.*, 1994; Bradshaw, 1996). Los procesos normales de sucesión ecológica pueden requerir periodos de tiempo superiores a la escala de la vida humana, hasta la recuperación de una situación semejante a la original, o de otro estado que puede no ser el mismo que el inicial. En las escombreras, las rocas extraídas en el proceso minero han sido rotas durante el mismo, y también son disgregadas gradualmente de modo diferente al verse liberadas de la presión y expuestas a los procesos de alteración. Su grado de meteorización depende pues, en un primer momento, de los procedimientos de extracción empleados e, inmediatamente después, de los procesos de alteración naturales, cuya velocidad depende ya, fundamentalmente, de la textura, de la composición mineralógica y del clima (Ashby *et al.*, 1984). En cuanto a los residuos finos procedentes de procesos mineralúrgicos, normalmente poseen unas características geoquímicas altamente desfavorables para permitir el establecimiento de vegetación (acidez, salinidad, toxicidad, etc.), con el agravante de que la fina granulometría favorece procesos de alteración ambientalmente peligrosos. En Hossner & Hons (1992) y Lottermoser (2007) es posible encontrar amplia información de la problemática planteada por este tipo de residuos y otros derivados del proceso de extracción y refinado de los minerales. Como se comentó, según Whisenant (1999), las instalaciones de residuos mineros abandonadas representan un nivel de degradación que hace necesario modificar los factores abióticos y reparar el ambiente físico y químico antes de actuar sobre los componentes bióticos. De igual modo, no se pueden esperar buenos resultados confiando únicamente en la sucesión ecológica en lugares en los que las condiciones abióticas son extremas (Prach & Hobbs, 2008). En tales condiciones (estrés muy elevado y productividad muy baja), puede resultar conveniente incorporar soluciones técnicas. Esto es especialmente cierto en

aquellos residuos que poseen elevados contenidos en elementos potencialmente tóxicos, valores de pH muy bajos o elevado contenido en sales. De hecho, cuando se superan ciertos umbrales de toxicidad, las soluciones pasan por el diseño de sistemas de cobertura, así como, más recientemente, la creación de tecnosoles “de diseño”.

Sin embargo, no todos los residuos mineros son tan problemáticos, existiendo muchos que no contienen o no son capaces de liberar contaminantes, y pueden ser utilizados para la reconstrucción del relieve o de infraestructuras, y algunos pueden ser sustratos adecuados para la creación de cubiertas de vegetación y medidas de rehabilitación (Lottermoser, 2007). Esto viene a significar que, en ocasiones, es posible proporcionar incrementos en la fertilidad y mejoras en la estructura y capacidad de retención de agua de los estériles mineros mediante vías alternativas (Bradshaw *et al.*, 1973). De hecho, es cierto que desde los años cincuenta se han llevado a cabo trabajos de restauración de terrenos en los que, de manera obligada, ha habido que prescindir de la reposición de materiales edáficos superficiales. Esta será la tónica general a la hora de plantear la rehabilitación de muchas instalaciones de residuos abandonadas en las que no se superan ciertos umbrales de toxicidad. Cuando esto ocurre, es cuando los residuos mineros están cerca de ser capaces de sostener crecimiento vegetal, y el conocimiento de las características físico-químicas de los materiales donde se pretende establecer vegetación merece ser abordado desde una perspectiva edafológica o, lo que es lo mismo, los métodos empleados por la ciencia del suelo pueden ser de gran utilidad. La constatación de una cierta capacidad para sostener el desarrollo de vegetación ha llevado a la introducción del concepto de suelo minero. Los suelos mineros (ing.: *minesoils*) serían aquellos que han sido creados, ya sea de forma casual, improvisada o rigurosamente planificada, mediante el vertido o extendido en la superficie de materiales geológicos fragmentados o no consolidados, capas de suelo, o ambos. Esta forma de ver las cosas es coherente con la definición de suelo adoptada por el *Soil Survey Staff* (1993): suelo es el colectivo de cuerpos naturales de la superficie terrestre, en lugares modificados o, incluso, creados por el hombre a partir de materiales terrosos, que contienen materia viva, y soportan o son capaces de sustentar vegetación. Además, este tipo especial de suelos entraría perfectamente en la definición de tecnosoles (Technosols) de la clasificación de suelos de la FAO (IUSS,

2014). Los residuos de la minería de carbón a cielo abierto son los residuos mineros que más se han prestado a ser considerados bajo este tipo de enfoque, existiendo destacados trabajos que pueden calificarse como precursores (Sencindiver *et al.*, 1978; Sobek *et al.*, 1978; Smith *et al.*, 1981; Sencindiver & Ammons, 2000). También pueden citarse algunos trabajos (p. ej.: Vogel & Kasper, 2002; Arocena *et al.*, 2012), en los que se emplea el concepto de suelo minero aplicado a residuos de flotación procedentes de la minería metálica. Por todo lo dicho, parece pertinente complementar el estudio de la colonización vegetal con el empleo de algunas herramientas analíticas tomadas de la geoquímica y la ciencia del suelo, con objeto de evaluar este tipo de residuos, sabiendo que el abanico de posibilidades comprende desde los que pueden considerarse altamente tóxicos para la vegetación y fuentes de contaminación para su entorno, hasta aquellos cuyas características permiten contemplarlos como potenciales suelos o sustitutos de suelo, admitiendo que pueda ser aplicable el concepto de calidad del suelo para hacer referencia a sus carencias o aptitudes.

Es necesario remarcar que, en ocasiones, la ausencia de colonización vegetal natural en residuos mineros que llevan mucho tiempo abandonados es consecuencia de unas características físicas y químicas que, sin ser excesivamente negativas, son muy diferentes a las de los suelos próximos no alterados. Cabe entonces la posibilidad de que las plantas generadoras de propágulos capaces de realizar la esperada colonización no se encuentren masivamente en el entorno más inmediato del área alterada (Bradshaw, 1985). La presencia de poblaciones de plantas en un sitio concreto dependerá de la capacidad de los propágulos para ser transportados al sitio y arraigar, y de las plantas jóvenes para sobrevivir y reproducirse. La composición de una nueva comunidad vegetal establecida depende del orden de llegada de los elementos colonizadores y el tiempo transcurrido durante el proceso de colonización. En teoría, cualquier especie de la reserva regional de especies que son contribuyentes potenciales podría llegar primero, asumiendo que existe igualdad en la capacidad de las especies para dispersarse. Las investigaciones sobre las formaciones vegetales establecidas en estos medios pueden orientarse a identificar los filtros ambientales que determinan las especies que son capaces de establecerse. Se han identificado varios tipos de filtros, incluyendo filtros de dispersión, es decir, aquellos factores que permiten o impiden que una especie

tenga acceso a un sitio; filtros de tolerancia, que determinan qué especies pueden establecerse con éxito en el sitio, superando las condiciones hostiles después de la dispersión; y filtros de perturbación que permiten que algunas especies sobrevivan a eventos de perturbación después del establecimiento, al tiempo que otras son excluidas o eliminadas (White & Jentsch, 2004). Otro aspecto importante es el grado de cobertura que proporciona la vegetación implantada, puesto que en ocasiones se puede reconocer una diversidad relativamente elevada pero con insuficiente grado de cubierta, por lo que no queda impedido el desarrollo o la continuación de procesos de erosión.

En algunos casos, interesa reconocer especies clave, que serían aquellas especies concretas con un papel ecológico muy relevante relacionado con su abundancia o su biomasa en la comunidad o el ecosistema del que forman parte (Paine, 1995). O las llamadas especies ingenieras (Jones *et al.*, 1994), que son capaces de modificar física o químicamente el hábitat, modulando la disponibilidad de recursos para otras especies. Muy relacionado con esto último está el estudio de los efectos favorables o interacciones positivas entre especies, la denominada facilitación, que constituye un factor importante en el funcionamiento de las comunidades vegetales en ambientes extremos (Tirado y Pugnaire, 2003). Los efectos positivos que una especie puede proporcionar a otras son diversos: sombreado, aumento de la fertilidad o de la humedad del suelo, interceptación de escorrentía y sedimentos finos, esponjamiento del suelo, etc. Recientes investigaciones (Callaway & Walker, 1997; Castro *et al.*, 2004; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004; Gómez-Aparicio, 2009; Bonanomi *et al.*, 2011) demuestran que la vegetación arbustiva puede proporcionar esta facilitación y realizar un reclutamiento de otras especies en ambientes mediterráneos sometidos a fuerte estrés hídrico. Entre los arbustos cuyo efecto nodriza ha sido resaltado se encuentran los de la familia de las leguminosas, debido sobre todo a que mejoran la fertilidad del suelo por su capacidad de fijar nitrógeno atmosférico (Pugnaire *et al.* 1996; Callaway & Walker, 1997; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004). En España, sobre terrenos mineros, se han citado los géneros *Retama*, *Genista*, *Cytisus*, etc. como leguminosas arbustivas, de mayor o menor porte y biomasa, con efectos facilitadores para otras especies. Desde hace muchos años, se ha destacado el papel de estas especies en la rehabilitación de terrenos gravemente alterados (p. ej.: Jefferies *et al.*, 1981). Otros

estudios, desarrollados en antiguas zonas mineras, ponen el punto de mira en los procesos de colonización natural como herramienta para alcanzar niveles aceptables de cobertura de plantas en el medio plazo (décadas) (Kirmer *et al.*, 2008). La vegetación pionera natural, tolerante a las elevadas concentraciones de metales y a la elevada salinidad presente en algunas instalaciones de residuos mineros, puede mejorar las condiciones edáficas mediante el incremento del contenido en nutrientes o la atenuación de la acidez del suelo (Rodríguez *et al.*, 2007; Rufo & De la Fuente, 2010), lo cual podría facilitar el posterior establecimiento de otras especies vegetales. Algunos estudios ya han mostrado cómo se produce una mejora en el establecimiento de las especies vegetales en instalaciones de residuos mineros cuando se tienen en cuenta los mecanismos de facilitación ecológica (Markham *et al.*, 2011).

## **2. 2. 2. Técnicas de fitorremediación**

El reconocimiento de especies para su potencial empleo en técnicas de fitorremediación o fitocorrección puede ser de interés, especialmente cuando se trata de residuos de flotación de minería metálica. Estas técnicas aprovechan la capacidad de ciertas plantas, junto a los organismos rizosféricos asociados, para extraer, inmovilizar, acumular, o transformar los contaminantes del suelo. Tratándose de residuos mineros abandonados, los principales elementos potencialmente tóxicos presentes son los elementos traza. Los que se consideran más importantes a nivel europeo están recogidos en la Decisión (2009/359/CE) de la Comisión de 30 de abril de 2009: As (arsénico), Cd (cadmio), Co (cobalto), Cr (cromo), Cu (cobre), Hg (mercurio), Mo (molibdeno), Ni (níquel), Pb (plomo), V (vanadio) y Zn (zinc). También pueden ser importantes el Se (selenio) y el Al (aluminio), en materiales muy ácidos. Al menos en principio, las técnicas de fitorremediación que teóricamente pueden ser aplicables sobre residuos mineros son la fitoextracción y la fitoestabilización. Existe bibliografía de la que es posible obtener una buena visión de las ventajas e inconvenientes de estas técnicas (p. ej.: Pulford & Watson, 2003; Alkorta *et al.*, 2004; Ghosh & Singh, 2005; Dickinson *et al.*, 2009).

La fitoextracción se basa en el uso de plantas hiperacumuladoras, que poseen una capacidad natural por encima de lo usual para absorber y concentrar en sus partes aéreas

determinados elementos (principalmente As, Cd, Co, Ni, Se o Zn) sin desarrollar síntomas de toxicidad. Idealmente deberían ser propias de la flora local. Es necesario advertir que la mayoría de las plantas hiperacumuladoras conocidas acumulan un único elemento, y no suelen ser muy productivas en biomasa, por lo que el empleo de plantas que no llegan a ser hiperacumuladoras pero producen abundante biomasa puede ser una opción alternativa. Como es lógico, el rendimiento de los procesos de fitoextracción puede mejorar con prácticas agronómicas adecuadas, con la mejora de otras propiedades del suelo o sustrato, y con el aporte de quelatos para incrementar las fracciones disponibles. Un inconveniente importante de esta técnica es que no es fácil saber en qué medida estas plantas pueden contribuir a promover la entrada de elementos tóxicos en la cadena trófica, por mucho cuidado que se tenga durante su cultivo y cosechado. Se ha señalado que, ocasionalmente, después de ser incinerada la biomasa, es posible extraer algún metal de interés. En cualquier caso, la biomasa cosechada debe ser gestionada como un residuo, hasta el punto de que si no se tiene perfectamente prevista la gestión y procesamiento de la biomasa cargada de elementos potencialmente tóxicos no se debería realizar un proyecto de fitoextracción. Esta técnica se presta mejor a áreas con contaminación difusa y superficial. Lo normal es que se necesiten sucesivos cultivos y cosechas para alcanzar los niveles deseables de descontaminación en la capa de enraizamiento. Los resultados de la aplicación de esta técnica no son fácilmente predecibles, siendo necesaria la realización de experimentos previos en contenedores o parcelas antes de la aplicación generalizada sobre el sitio a descontaminar. Cuando la contaminación se extiende a profundidades importantes (como en los depósitos de residuos mineros), cada vez que una capa superficial se considere suficientemente descontaminada se debe retirar (y gestionar), para iniciar el proceso de fitoextracción en la siguiente. Esto puede prolongar el desarrollo de un proyecto basado en la fitoextracción durante muchos años, al margen de que el proceso necesario para una única capa de poco espesor podría ser muy prolongado, como ya expusiera de manera excelente Ernst (1995) y, posteriormente Antoniadis *et al.* (2017). Por todas estas razones, no está muy claro que puedan ser de utilidad para la remediación de instalaciones de residuos mineros abandonadas, como bien se explica en los trabajos de Conesa *et al.* (2012) y Robinson *et al.* (2015). Incluso, se señala que la llamada fitominería es ineficiente y puede tener un impacto ecológico superior a la propia minería (Robinson



*et al.*, 2015). En cualquier caso, el potencial de esta técnica dependerá mucho de la investigación aplicada al desarrollo de prácticas de cultivo adaptadas a cada lugar y clima, así como al reconocimiento de especies adecuadas y la mejora genética, ya sea mediante selección dirigida o técnicas de ingeniería genética. En el mejor de los casos, las evidencias disponibles sugieren que la fitoextracción, debido al alto costo y los largos tiempos de tratamiento que son necesarios, se limitará a los lugares en los que el valor económico del terreno descontaminado pueda llegar a ser elevado.

La fitoestabilización es una técnica que busca reducir el riesgo asociado a la presencia de contaminantes mediante la inmovilización o reducción de la movilidad/disponibilidad de los mismos empleando vegetación tolerante y enmiendas aplicadas al sustrato. Evidentemente, cuanto mayor sea el potencial productivo, al margen del contenido en elementos potencialmente tóxicos, es decir, cuanto más aplicable sea el concepto de suelo comentado más arriba, existirán más posibilidades de aplicar este enfoque. Como es lógico, la fitoestabilización debe adaptarse a las características físico-químicas y climáticas de los lugares a tratar. Lo fundamental es que los elementos potencialmente tóxicos sean precipitados como complejos insolubles, o sean absorbidos y/o adsorbidos por los materiales añadidos y por las raíces de las plantas y los microorganismos asociados a la rizosfera de las mismas (Vangronsveld & Cunningham, 1998; Berti & Cunningham, 2000). Muchos de estos procesos dependen del elemento contaminante y de las especies de plantas y microorganismos presentes (rizobacterias y micorrizas). El desarrollo de los sistemas radiculares y de una cubierta vegetal en el sustrato también contribuye a su estabilización física, lo que dificulta la dispersión hídrica y eólica del material rico en elementos potencialmente tóxicos hacia las inmediaciones (cursos de agua y suelos del entorno cercano). Además, se ha señalado que una buena cobertura vegetal ayuda a controlar la difusión de oxígeno y el agua de percolación a través de los residuos mineros, al incrementarse la evapotranspiración, lo que reduce el riesgo de drenaje ácido y la lixiviación de metales (Berti & Cunningham, 2000), siempre y cuando el potencial de generación de acidez de los residuos no supere un determinado valor. Un proceso ideal de fitoestabilización conllevaría la aplicación de enmiendas y la introducción de vegetación seleccionada hasta conseguir una densa cobertura vegetal, capaz de excluir los elementos tóxicos de la biomasa aérea, al tiempo que se genera una

mejora de las condiciones edáficas que permitan el establecimiento de otras especies. Hay que tener cuidado con los tipos de materiales a aportar como enmiendas, pues se ha señalado que la aplicación de enmiendas orgánicas en este tipo de residuos mejora el establecimiento de las plantas, pero también pueden producir un incremento de la fracción biodisponible de los metales (p. ej.: Córdova *et al.*, 2011). La aplicación de esta técnica ha sido cuestionada, especialmente en regiones semiáridas (Zornoza *et al.*, 2012), debido a las dudas que genera con respecto a la sostenibilidad a largo plazo, especialmente con residuos de alto potencial generador de acidez, siendo necesario habitualmente la repetición de las enmiendas y el establecimiento de sistemas de seguimiento (Madejón *et al.*, 2010). La investigación mediante desarrollos experimentales centrados en las asociaciones de plantas y microorganismos, y el estudio de los efectos asociados con aportes externos de materiales enmendantes o correctores pueden incrementar la viabilidad de esta técnica en el futuro. Otras líneas de estudio se orientan a la búsqueda de plantas pertenecientes a la flora local que puedan ser útiles para la fitoestabilización (tolerantes y no acumuladoras en partes aéreas). La utilización de especies que aparecen de manera espontánea representa una opción más sencilla y económica para la fitoestabilización (Conesa *et al.*, 2007).

La fitoestabilización, por su menor costo y mayor sencillez de aplicación, será en general una técnica más conveniente que la fitoextracción de cara a su aplicación en residuos mineros abandonados. En cualquier caso, ambas estrategias necesitan una mayor optimización, y más resultados de aplicación real con seguimiento a largo plazo. El reto para la fitoextracción es identificar o mejorar genéticamente plantas que sean lo suficientemente resistentes para tolerar altas concentraciones de metales, al tiempo que puedan producir grandes cantidades de biomasa para reducir al máximo el número de ciclos de cultivo. El reto para la fitoestabilización es identificar plantas nativas que no acumulen elementos tóxicos en las partes aéreas así como definir los insumos mínimos necesarios para el establecimiento (fertilización, irrigación, etc.) (Méndez & Maier, 2008).

### **3. ANÁLISIS DE PROCESOS DE REHABILITACIÓN ESPONTÁNEOS O NATURALES**

En este capítulo se ofrecen los resultados de la caracterización de diversos tipos de residuos mineros, mediante la valoración de datos analíticos, al tiempo que se describen someramente los procesos de rehabilitación naturales ocurridos sobre ellos, reconocidos a través de la colonización vegetal. Se han distinguido, por un lado, residuos procedentes de la minería de carbón y, por otro, residuos generados por los tratamientos mineralúrgicos asociados a minas metálicas. Para la selección de los lugares, dentro de las limitaciones económicas y de tiempo, se ha intentado también que existiera una cierta diversidad entre las condiciones climáticas.

#### **3.1. SELECCIÓN DE LAS ZONAS Y MÉTODOS DE ESTUDIO**

El punto de partida de los trabajos realizados es la selección de escenarios reales, asociados a distintos tipos de minería y repartidos por la geografía española, en los que puedan apreciarse procesos de restauración espontáneos o naturales, sobre residuos mineros abandonados. Igualmente, puede ser interesante reconocer residuos en los que, a pesar de haber transcurrido un periodo dilatado de tiempo desde el abandono, no ha tenido lugar una colonización vegetal espontánea significativa.

La revisión de las instalaciones de residuos mineros incluidas en los inventarios desarrollados por el IGME en los últimos años ha sido la base para dicha selección, complementada con el conocimiento adquirido en trabajos realizados con anterioridad. Con estas premisas, se seleccionaron cuatro zonas de estudio, dos de ellas afectadas por la minería de carbón, en las cuencas mineras del Bierzo (León) y de Teruel, y otras dos afectadas por minería metálica, concretamente en el entorno de la Mina de Reocín (Cantabria) y en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión (Murcia).

Una vez seleccionados dichos escenarios, se ha realizado una descripción del medio natural en las zonas, incluyendo un análisis somero sobre los condicionantes y elementos del que han podido influir en la evolución seguida por los residuos mineros hasta alcanzar el estado actual, con el objetivo de ampliar los conocimientos relativos a tales procesos.

Como es lógico se ha prestado especial interés en describir el clima de las diferentes zonas, por su importancia desde el punto de vista de la colonización y el desarrollo vegetal. Para ello, se incluyen descripciones de los elementos térmicos e hídricos, así como valoraciones sobre factores como la aridez o la continentalidad, lo que permite una primera aproximación al conocimiento de la potencialidad climática para la implantación de vegetación. Esta potencialidad se puede concretar más haciendo uso de índices como el de Turc o el de Paterson. Por comodidad, se ha empleado el índice de Turc (Turc, 1967). Este índice establece una correlación entre determinadas variables climáticas y la producción de biomasa sobre un suelo bien labrado y fertilizado, por lo que tiene mucho valor comparativo si se evalúa para diversas zonas y viene a dar una medida de la potencialidad climática para sostener vegetación.

Se realizaron también trabajos de campo, incluyendo recorridos por las instalaciones de residuos mineros seleccionadas, inventarios de vegetación y toma de muestras de residuos. Igualmente se han aprovechado muchos datos que fueron obtenidos durante el inventario realizado para la evaluación del riesgo de las instalaciones, así como algunos datos sobre minería de carbón obtenidos de documentación existente en el Servicio de Información Documental del IGME (IGME, 2003).

En todos los casos, la toma de muestras se realizó asumiendo que el objetivo era obtener una información básica sobre las características medias de los residuos de una determinada instalación, mediante la formación de una muestra compuesta por cada una de ellas. El muestreo se inspiró en el modelo de Hageman & Briggs (2000) y Smith *et al.* (2000), el cual fue diseñado para la caracterización general de instalaciones mineras abandonadas de cara a realizar valoraciones de riesgo. Este modelo consiste en la toma de muestras compuestas por treinta o más incrementos, obtenidas de los 20 primeros centímetros y con descarte de los elementos mayores de 2 mm mediante secado y cribado en campo, si el tiempo lo permite. Para la caracterización de las escombreras se siguió el trabajo de Stewart & Daniels (1992), los cuales emplean un procedimiento muy semejante al método anteriormente descrito, extrayendo la muestra mediante cava hasta 10 ó 15 cm de la superficie. Esta estrategia se adoptó de forma general para la toma de muestras en escombreras, que suele ser mucho más problemática que la de

presas o balsas de lodos, intentando que la profundidad de muestreo fuera de 20 cm. Conviene advertir que estas fórmulas de toma de muestras son insuficientes para una caracterización de instalaciones de residuos mineros abandonadas orientada al diseño de medidas de rehabilitación, pues lo que se pretendía con ellas era facilitar la caracterización de forma sencilla y a bajo coste, orientadas a establecer prioridades de actuación entre un número elevado de depósitos de residuos mineros.

En relación con los residuos mineros de carbón, generalmente se reconoce que los problemas de toxicidad derivan sobre todo de la posible acidez generada por la oxidación de la pirita o marcasita que suelen contener en mayor o menor grado, lo que, para aquellos residuos que llevan cierto tiempo expuestos a la meteorización, se traduce en acidez, salinidad y, en ocasiones, elevados contenidos solubles de algunos elementos. La acidez ha sido la base de todos los sistemas de clasificación y evaluación de estériles y suelos mineros de carbón desde 1948 (Lyle Jr., 1980), junto con otros caracteres como la pedregosidad, el color y la textura. Existen varios ejemplos del uso de los datos de pH como principal discriminante en la calificación de las aptitudes de terrenos alterados por minería de carbón (p. ej.: Tyner *et al.*, 1948; Smith *et al.*, 1964). También en este tipo de residuos puede ser importante la toxicidad asociada al alto contenido en aluminio y manganeso, que impide el buen desarrollo radicular, pero también por la liberación de estos elementos a las aguas superficiales. Se ha afirmado que, en estériles mineros de carbón ácidos en los que el nivel de nutrientes es adecuado y las cantidades de aluminio y manganeso son bajas, el desarrollo de la vegetación puede ser normal (Ammons, 1979). En cuanto a los elementos traza, los problemas ambientales derivados de la elevada presencia de metales pesados y metaloides se asocian normalmente a la minería metálica, aunque también se han citado elevadas concentraciones de As, Cu, Ni, Se y Zn en algunos estériles mineros de carbón.

Por otro lado, según la literatura, los residuos de flotación de minería metálica presentan una casuística muy variada, pero, en términos generales, la recuperación del terreno se ve condicionada por una serie de características de corrección muchas veces difícil, por la extrema acidez, la salinidad, y el alto contenido en metales pesados, a lo que hay que sumar unas propiedades físicas desfavorables (Hossner & Hons, 1992). Estos aspectos

han sido considerados especialmente, junto a la valoración de otros parámetros edáficos en aquellos casos en los que no se identificaron graves problemas de toxicidad.

Entre las características físicas de interés para comprender procesos de colonización vegetal puede ser importante la pedregosidad en escombreras y los encostramientos en presas. En muchas ocasiones es fundamental el grado de compactación de la superficie. Este parámetro tiene una relación muy directa con la estructura y porosidad y puede ser de hecho registrado para diferentes horizontes y tipos de materiales como una guía a través de la cual el proceso de rehabilitación puede ser medido y controlado en parte. La medida de la densidad aparente sería un parámetro interesante para valorar el impedimento que supone la compactación para el desarrollo vegetal, pero no ha podido ser estudiada, por lo que los problemas de compactación fueron apreciados por las dificultades presentes en el momento de la toma de muestras. Otro aspecto que fue observado en el momento de la toma de muestras es el color, utilizando para ello unas tablas Munsell. El color da una idea general del estado de oxidación y de la presencia de ciertos minerales. Además es corriente observar que, muchas veces, los estériles mineros generados por la minería de carbón tienen colores muy oscuros, a veces negros. Estos colores oscuros acrecientan la posibilidad de que se den temperaturas muy elevadas en su superficie (de hasta 70 °C), lo que resulta dañino para las semillas, además de generar un intenso secado de los primeros centímetros de espesor. El color de todas las muestras fue medido en seco empleando la tabla Munsell de suelos. Es sabido que los matices de color semejantes, en suelos o materiales de origen geológico, pueden ser el resultado de causas distintas, por lo que no siempre el color es reflejo inequívoco de una determinada composición o proceso. No obstante, la combinación de la información que aporta el color, unida a otra serie de observaciones y datos disponibles puede ser altamente valiosa en determinados casos.

La distribución de tamaños de partículas es una de las propiedades que más determina el comportamiento físico y químico de los residuos mineros. Estos factores justifican la realización de un análisis granulométrico completo. El análisis granulométrico combina la operación mediante una serie de tamices para las fracciones arenosas, junto con el empleo de aparatos automatizados de medida basados en la velocidad de sedimentación

(como el denominado Sedigraph). En las escombreras adquiere mucha importancia el contenido en elementos gruesos (EG), medido por tamizado o estimación visual como el porcentaje en peso de la fracción que no pasa por el tamiz de 2 mm sobre la muestra total.

Se ha determinado el pH de las muestras en suspensión 1:1 (Peech, 1965). Esta determinación es útil para realizar una primera aproximación del potencial tóxico o corrosivo de las muestras, incluyendo su efecto para la vegetación cuando se alcanzan ciertos valores extremos (Moore, 1974). Se analizó mediante potenciometría con electrodo selectivo de pH embebido en la suspensión.

El análisis de contenidos totales en metales o elementos traza se realizó por digestión, utilizando una mezcla concentrada de HF-HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> calentado a sequedad. El residuo se disolvió con HNO<sub>3</sub>, al 6%. La concentración de los elementos de interés se determinó posteriormente una parte alícuota de la solución obtenida, mediante técnicas espectrofotométricas, como la Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS). La determinación de Hg se determinó según la Norma EPA 7471 (USEPA, 1994), que consiste en un ataque ácido con HCl y HNO<sub>3</sub>, seguido de una posterior oxidación con permanganato potásico. La medida se realizó por Espectrometría de Absorción Atómica (técnica de vapor frío).

En la Decisión 2009/359/CE de la Comisión, de 30 de abril de 2009, se especifica que, para considerarse como inertes, “el contenido de sustancias potencialmente dañinas para el medio ambiente o la salud humana los residuos y, en especial de As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn, debe ser lo suficientemente bajo como para que sus riesgos humanos y ecológicos sean insignificantes, tanto a corto como a largo plazo; para poder ser considerados lo suficientemente bajos como para presentar riesgos humanos y ecológicos insignificantes, el contenido de esas sustancias no superará los valores mínimos nacionales para las instalaciones definidas como no contaminadas o los niveles naturales nacionales pertinentes”. A esta lista se ha añadido el Se, que es un elemento normalmente presente en residuos mineros. Siguiendo lo propuesto en Alberruche *et al.* (2014), se han establecido como referencia los niveles de fondo para los suelos fijados

para cada entorno geológico o comunidad autónoma, estableciendo comparaciones entre los contenidos totales de elementos medidos en los residuos y los correspondientes a los suelos. La comparación de los contenidos totales de elementos con los niveles de fondo de suelos se facilita mediante lo que se denomina **índice de contaminación (IC)**, obtenido mediante el sumatorio de las fracciones formadas por las concentraciones de los elementos (en masa/masa o  $\mu\text{g/g}$ ) medidas en los residuos con respecto a los niveles de fondo de los suelos del entorno para todos los elementos considerados (Alberruche *et al.*, 2014). Cuando no existen valores de referencia de alguno de los elementos considerados, cuando no existe dato de concentración de un determinado elemento en el residuo, o cuando la concentración de un determinado elemento en el residuo es inferior al nivel empleado como referencia, no se considera ese elemento en el cálculo. De este modo, la fórmula puede tener un número variable de sumandos:

$$IC = 1/n * \sum_{i=1}^n [X]_i / NF_x$$

Donde:

-[X] es la concentración medida en el residuo del elemento X.

- $NF_x$  es el nivel de fondo de suelos correspondiente al elemento X en la zona donde se sitúa el depósito que se esté evaluando.

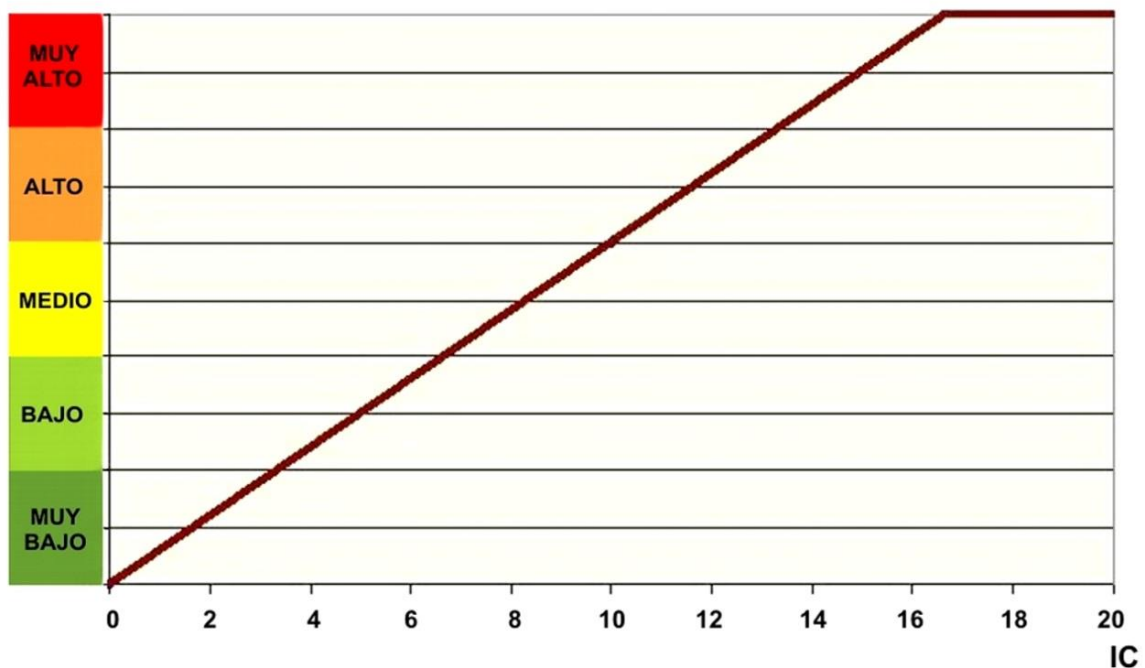
-n es el número de elementos para los que la concentración medida en el extracto es superior al nivel adoptado como estándar.

Para facilitar la valoración de los resultados obtenidos al aplicar el IC, se ha empleado la gráfica de la **Figura 1**, elaborada a partir de Alberruche *et al.* (2014), de la que se obtiene una calificación del potencial contaminante. El empleo de índices de este estilo facilita enormemente la comparación entre diferentes tipos de residuos, por lo que es útil de cara al establecimiento de prioridades. Sin embargo, también se ha realizado el examen uno a uno de los elementos de interés, y su comparación con algunas referencias seleccionadas, de cara a la interpretación de los resultados.

Se realizaron igualmente ensayos de lixiviación en laboratorio, aplicando el ensayo UNE-



EN 12457-2 (AENOR o su equivalente en ECS, 2002). Este tipo de ensayo ha sido propuesto como norma para la caracterización de la toxicidad de residuos mineros. Básicamente, dicho ensayo emplea como extractante agua desionizada (con pH comprendido entre 5 y 7,5) en una proporción líquido-sólido de 10 L/kg, y se aplica a residuos sólidos granulares con un tamaño de partícula inferior a 4 mm (con o sin reducción de tamaño). La mezcla se somete a un tiempo de agitación de 24 h al que le sigue un tiempo de decantación de aproximadamente 15 minutos y su posterior filtración a 0,45  $\mu\text{m}$ . El eluato obtenido fue empleado también para medir la conductividad eléctrica (CE), el pH y los contenidos en cationes o aniones de interés por los métodos analíticos de laboratorio ya mencionados. Se analizaron preferentemente las concentraciones de los metales incluidos en la citada Decisión de la Comisión de 30 de abril de 2009, a los que se añadió Al y Se, dada la importancia de los efectos que tales elementos disueltos pueden producir sobre los ecosistemas acuáticos (Driscoll *et al.*, 1980; Maier & Knight, 1994).



**Figura 1.** Gráfica para la interpretación en términos cualitativos del valor del Índice de contaminación (IC) (modificado de Alberruche *et al.*, 2014).

Se ha realizado una valoración de los resultados de los ensayos de lixiviación comparando con un estándar de calidad de aguas, de manera semejante al utilizado

habitualmente con los niveles de referencia de suelos. Este factor o índice que se identifica como **cociente promedio de peligrosidad (CPP<sub>LAB</sub>)** queda expresado del siguiente modo (Alberruche *et al.*, 2014):

$$CPP_{LAB} = 1/n * \sum_{i=1}^n [X_{LIX-LAB}]_i / NCA_x$$

Donde:

- $[X]_{LIX-LAB}$  es la concentración medida en el lixiviado resultante de aplicar al residuo el procedimiento de laboratorio UNE-EN 12457-2 (u otro equivalente) para el elemento X.

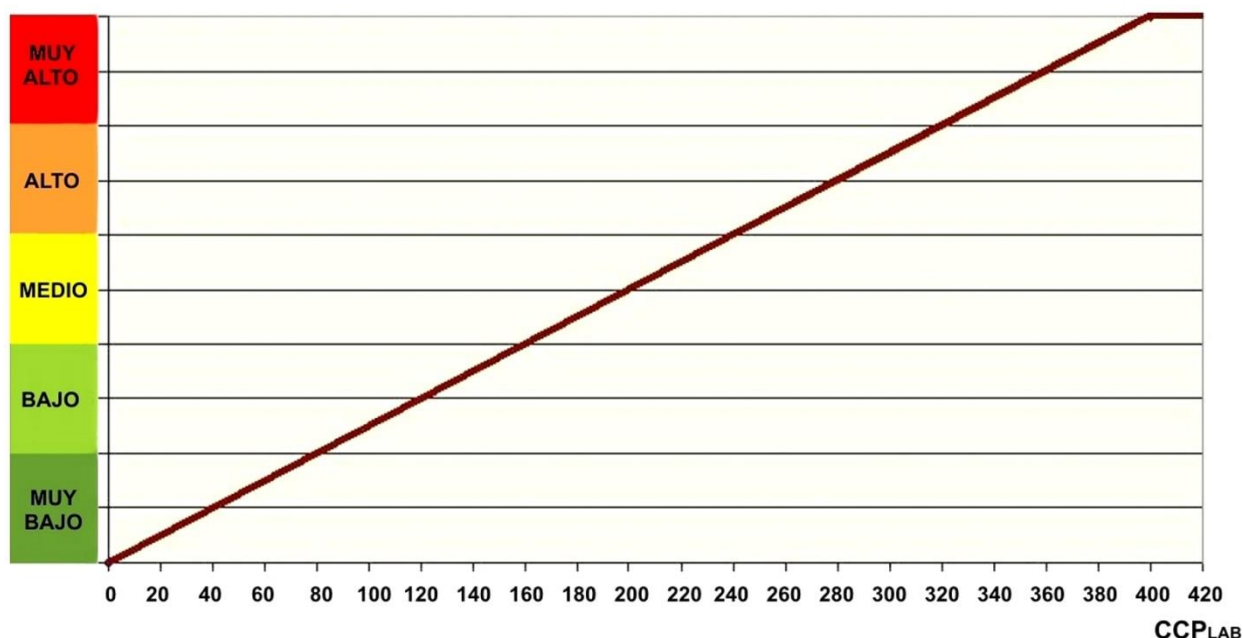
- $NCA_x$  es el contenido máximo admisible en el agua o nivel de calidad de aguas correspondiente al elemento X.

-n es el número de elementos para los que la concentración medida en el extracto es superior al nivel adoptado como estándar, o el contenido medido directamente en una muestra de agua procedente del residuo tomada en el campo.

Igualmente, para facilitar la valoración de los resultados obtenidos al aplicar el CPP<sub>LAB</sub>, se ha empleado la gráfica de la **Figura 2**, elaborada a partir de Alberruche *et al.* (2014). Con ella es posible también obtener una valoración general del potencial contaminante.

La medida de la conductividad eléctrica en los mismos extractos de lixiviación permite hacer una valoración muy rudimentaria de la salinidad de las muestras, teniendo en cuenta la textura de las mismas. La determinación de la conductividad eléctrica se realizó empleando una sonda que mide la resistencia eléctrica entre dos electrodos paralelos sumergidos en la disolución acuosa del suelo. Aún siendo una valoración poco fiable para la toma de medidas concretas, sí permite reconocer aquellos casos en los que la salinidad excesiva puede ser un problema. En trabajos de rehabilitación puede ser conveniente utilizar métodos más seguros, como la medida en extracto de saturación, o la medida en extracto acuoso bajo la relación suelo-agua 1:5, para la que existen guías de interpretación bastante contrastadas.

El análisis cuantitativo de elementos mayores tales como C (carbono), N (nitrógeno), H (hidrógeno) y S (azufre) puede hacerse cómodamente mediante la combustión de las muestras, con oxígeno, a alta temperatura (de 950 a 1100 °C). Con ello se consigue convertir los compuestos de dichos elementos en gases simples (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O y SO<sub>2</sub>) los cuales son separados y medidos. Los aparatos empleados para la realización de estas mediciones se denominan analizadores elementales. De este modo fue medido el contenido en S total de la muestras empleando un horno de inducción y realizando las medidas con un detector de infrarrojo de estado sólido.



**Figura 2.** Gráfica para la interpretación en términos cualitativos del valor del cociente promedio de peligrosidad (CPP<sub>LAB</sub>) (modificado de Alberruche *et al.*, 2014).

En la generalidad de los casos, la determinación de S en forma de sulfuros, necesaria para realizar estimaciones de la capacidad de generación de acidez de los residuos, se estimó por diferencia entre las medidas de los contenidos en azufre total y azufre en forma de sulfatos. La determinación de S en forma de sulfatos, se realizó conforme a lo especificado en el Capítulo 12 de la norma UNE-EN 1744-1, y consiste en la solubilización de dichas formas de azufre en ácido clorhídrico diluido, con posterior precipitación de sulfato de bario y determinación por gravimetría. En este método, la parte correspondiente al lavado con ácido clorhídrico, es muy semejante a la propuesta por

Sobek *et al.* (1978) para la determinación de lo que se denominó azufre extraíble con HCl (básicamente formas de azufre no generadoras de acidez). Hay que decir que, aunque los métodos de disolución con HCl para el reconocimiento del azufre en forma de sulfato han sido los más empleados, según Dold (2017), presentan baja selectividad, pudiendo atacar algo a sulfuros e hidrosulfatos. Según la mayoría de los autores que han trabajado con el método *Acid-Base Account*, el valor obtenido del % de azufre pirítico, multiplicado por el factor 31,25, permite obtener el número de toneladas de carbonato cálcico necesarias para neutralizar la acidez potencial que es susceptible de generarse en mil toneladas de material que contiene dicho azufre pirítico (partes por mil). Sin embargo, según explica Dold (2010, 2017), esto es correcto a pH por debajo de 6,3, y si la neutralización implica alcanzar un pH neutro, el factor de conversión para el potencial de generación de acidez debería ser 62,5. Diversos estudios han mostrado que, en unas ocasiones, el resultado es mejor con el segundo de los factores (Brady & Cravotta, 1992), y en otras con el primero (Brady *et al.*, 1994).

Los datos de azufre pirítico o en forma de sulfuros extraídos del trabajo citado más arriba (IGME, 2003), se obtuvieron por un método diferente. En este caso se realizó directamente una medida del azufre pirítico, empleando peróxido de hidrógeno para oxidar los materiales piríticos, dando como subproductos ácido sulfúrico y óxidos de hierro. Teóricamente, este proceso reproduce el proceso natural de los cambios que los materiales piríticos experimentan cuando están expuestos a la atmósfera, si bien el empleo de peróxido de hidrógeno reduce grandemente el tiempo necesario para que se lleve a cabo ese proceso. Se consideró además la acidez activa (soluble y de intercambio), según el método de Thomas (1982), que consiste en el lavado del suelo con una disolución 1M de KCl no tamponada, en la cual se desplazan los cationes intercambiados ( $H^+$  +  $Al^{3+}$ ), que son valorados con disolución de hidróxido sódico. La medida en cmol(+)/kg se transforma en toneladas de carbonato cálcico por cada mil toneladas de material, de acuerdo con la propuesta de SWG (1988) para la conformación de suelos mineros en procesos de rehabilitación.

También en algunas muestras, se realizó el cálculo de la capacidad de neutralización potencial, valorando todos los materiales susceptibles de poseer poder neutralizante de

la acidez generada en una determinada muestra, siguiendo un método clásico, más o menos modificado (Jackson, 1964). En este método se determinan las bases neutralizantes, incluidos los carbonatos presentes en el material, mediante tratamiento con un exceso conocido de ácido clorhídrico. La muestra y el ácido son calentados para asegurar que se completa la reacción entre ácido y sustancias neutralizantes. Al final se obtiene el equivalente en carbonato cálcico de la muestra por determinación de la cantidad de ácido consumido valorando con disolución estandarizada de hidróxido sódico. La capacidad de neutralización potencial se expresa como porcentaje equivalente de carbonato cálcico, o como toneladas de carbonato cálcico por cada mil toneladas de material (multiplicando por diez el valor del %). La diferencia entre los valores capacidad de neutralización potencial y de acidez potencial de las muestras es la capacidad neta de neutralización potencial, que es el objetivo final de la llamada Contabilidad Ácido-Base (*Acid-Base Account*). La interpretación de los resultados analíticos relativos a la contabilidad ácido-base se ha realizado caso por caso, teniendo en consideración diversa bibliografía.

En algunas muestras seleccionadas se midió la capacidad de intercambio catiónico (CIC), que es una valoración de la habilidad del suelo para absorber y liberar cationes. Suele medirse en centimoles de carga por cada kg ( $\text{cmol}(+)/\text{kg}$ ) de suelo. Para la determinación de la CIC se utilizó el método del acetato amónico a pH 7. Este método ha sido comúnmente utilizado y se ha convertido en una referencia estándar con la que se comparan otros métodos (Peech *et al.*, 1947). Es el recomendado por Sandoval & Power (1977) para suelos y estériles mineros. Los cationes intercambiables del suelo se desplazan mediante extracciones sucesivas con una solución 1N de acetato amónico a pH 7,0 y se determinan en dicho extracto. Empleando dicho procedimiento puede considerarse que un suelo posee un nivel inadecuado con  $<10 \text{ cmol}(+)/\text{kg}$ , siendo adecuado con 10 a  $20 \text{ cmol}(+)/\text{kg}$  y muy adecuado con  $>20 \text{ cmol}(+)/\text{kg}$ .

En una parte de las muestras se determinó el carbono orgánico oxidable con dicromato en presencia de ácido sulfúrico, método conocido como de Walkley-Black (1934). El exceso de oxidante se valora con sulfato ferroso amoniacal y la cantidad de carbono orgánico oxidado se calcula a partir de la cantidad de dicromato reducido (MAPA, 1994).

Teóricamente, en la valoración realizada por este método no interfiere el contenido de carbono en forma de carbonatos, ni tampoco otras formas de carbono, ya que no son atacados. El contenido en materia orgánica se obtiene de multiplicar el carbono orgánico oxidado por el factor 1,724 (factor de Van Bemmelen). Cuando en el suelo existe hollín, carbón o carbonilla, este método recupera una parte de estos materiales que puede variar entre un 2 y un 36% (USDA, 1996).

La caracterización de minerales se realizó mediante un examen rutinario semicuantitativo mediante difracción de rayos X (DRX), por el método del polvo cristalino. Los difractogramas de rayos X se obtuvieron en un difractómetro PANanalytical X'Pert Pro, con tubo de cobre y monocromador de grafito. Se efectuó un barrido entre 3° y 62° (2θ). La identificación de especies se realizó por el personal a cargo de los laboratorios del IGME con el apoyo del Software X'Pert y la base de datos ICDD. El análisis se considera semicuantitativo, en el sentido de que aporta indicaciones de la concentración relativa de cada mineral identificado en la muestra. Para ello se empleó el método de los poderes reflectantes.

### **3. 2. MINERÍA DE CARBÓN EN LA ZONA DEL BIERZO**

En la cuenca carbonífera del Bierzo existen numerosas estructuras mineras abandonadas (escombreras, instalaciones, balsas de lodos, bocaminas con drenajes ácidos), y cielos abiertos, muchos de ellos con una restauración muy precaria o inexistente, que han desencadenado procesos de degradación ambiental, así como la generación de aguas ácidas con efectos negativos sobre los ecosistemas acuáticos de los cursos fluviales afectados por la actividad extractiva. Es una de las zonas de nuestra geografía en la que existe una mayor dispersión de instalaciones abandonadas de residuos mineros. En ella, a lo largo de varias décadas, el IGME ha desarrollado diversos trabajos de valoración de impactos y riesgos ambientales, así como estudios orientados a la caracterización de residuos mineros.

### **3. 2. 1. Características generales del medio**

La información sobre las características generales del medio natural ha sido extraída de diversos trabajos realizados por el IGME con anterioridad (IGME, 1985; ITGE, 1995, 1997; IGME, 2009) y en las referencias bibliográficas incluidas en dichos trabajos. También se ha extraído información de interés de los mapas y memorias correspondientes a las hojas de Cangas de Narcea (1996) y de Ponferrada (1996), del Mapa Forestal de España, así como de la “Caracterización Agroclimática de la Provincia de León”, editada por el MAPA en 1991.

La cuenca carbonífera del Bierzo se extiende de Oeste (Fabero) a Este (Valdesamario), siendo su longitud máxima de 48 km. Geográficamente se circunscribe en buena parte a la denominada Comarca de El Bierzo, situada al Oeste de la provincia de León. El Bierzo es una depresión o fosa rodeada de macizos montañosos (Ancares, Sierra de Gistreo, Montes de León y Montes Aquilianos). En el cerco montañoso se superan los 1.800 m de altitud en las sierras de Gistreo y del Padrón o en los picos de la Guiana y el Suspirón, alcanzándose los 2.111 m en el Monte Catoute, descendándose en la depresión hasta 394 m de cota en el embalse de Peña Rubia, al Suroeste de la hoya berciana.

Lo que se han denominado cuencas carboníferas productivas, sobreyacen de forma discordante sobre dos zonas de Macizo Hercínico: la Zona Asturoccidental-Leonesa (en la cuenca del Bierzo), y la Zona Cantábrica (en las zonas productivas de Villablino-Alto Sil y Norte de León). El carbonífero se superpone a materiales que abarcan desde el Precámbrico hasta el Silúrico, y está cubierto en algunos lugares por depósitos terciarios y cretácicos, estos últimos poco extensos y limitados al extremo más oriental. El carbonífero productivo en la cuenca del Bierzo consiste en una potente serie, datada como Estefaniense B-C, fundamentalmente continental con algunos niveles lacustres. Está constituido por brechas y pudingas que corresponden a depósitos torrenciales de borde de cuenca, y areniscas, lutitas y capas de carbón propias de posiciones de centro de cuenca. La cuenca presenta una elevada compartimentación por causas tectónicas. Geológicamente se diferencian tres áreas

con ciertas características particulares: Toreno-Valdesamario, Torre-Bembibre y Fabero-Matarrosa.

Desde el punto de vista geomorfológico, el Bierzo es esencialmente una cuenca intramontañosa separada de la Depresión del Duero por los Montes de León. A su vez puede verse como dos cubetas (Ponferrada-Villafranca y Bembibre) rodeadas por un conjunto de depresiones menores más o menos colgadas y mal individualizadas. Durante el Paleógeno, el Bierzo estaba unido al resto de la Meseta, hasta que se produce su aislamiento por causas tectónicas. La morfogénesis terciaria se caracteriza por el relleno y colmatación de las cuencas intramontañas con la consiguiente construcción de piedemontes. La organización del drenaje fue simultánea al levantamiento de los bloques montañosos produciéndose la génesis y relleno de las cuencas interiores. Se formó una superficie erosiva, afectada ocasionalmente por alteración, que enlaza con los depósitos pliocuaternarios (semejantes a los miocenos sobre a los que a veces se superponen). Dicha superficie de enlace puede describirse como el resultado de aplanamientos asociados a la fase final de colmatación de las cuencas terciarias. Durante el cuaternario, la continuación del encajamiento y la densificación de la red fluvial culminan en la situación actual, en la que los sedimentos terciarios se encuentran fuertemente disectados. Con excepción del valle de Valdesamario al este, el Sil centraliza el drenaje de la zona de trabajo, caracterizándose por su fuerte encajamiento relativo que da lugar a importantes fenómenos de captura en cabecera. Un resultado patente de todos estos procesos es la elevada extensión de áreas culminantes de relieve romo y suaves interfluvios, que dan la sensación de un paisaje masivo a la vez que agreste y accidentado, salpicado de chanas, lombas, campas y portillos, y quebrado en las cumbres más elevadas por crestones cuarcíticos.

En general, El Bierzo se enclava en la cuenca hidrográfica del Sil, si bien, como ya se ha mencionado, una pequeña parte de la cuenca minera del Bierzo, el Valle de Valdesamario, es drenada por el arroyo Valdesamario, afluente del río Omañas, que pertenece a la cuenca hidrográfica del Duero. Los afluentes principales del Sil son, de Oeste a Este el Cúa, Noceda, Boeza y Tremor. Los arroyos y ríos de la zona pueden clasificarse como ríos noratlánticos (y dentro de éstos como ríos galaicos), cuyo



régimen de caudal se caracteriza por su abundancia y constancia. El régimen de aportación es pluvio-nival. Desde un punto de vista de comunidades biológicas son ríos de montaña media, con aguas oligotróficas, rápidas, frescas y muy oxigenadas. Como consecuencia de la contaminación producida por lavaderos, escombreras y minados antiguos, que producen aumento de turbidez, aguas ácidas, deposición de hidróxido férrico, disminución del pH, etc., el estado de conservación en bastantes ríos y arroyos no es bueno. En cuanto a los recursos hídricos subterráneos, estos son muy escasos, debido a que buena parte del territorio coincide con materiales paleozoicos de naturaleza impermeable (alternancia de pizarras y areniscas).

La presencia de la Cordillera Cantábrica al norte de la zona de trabajo es el factor más influyente sobre el clima a escala regional. La asimetría del relieve a ambos lados de la misma determina a su vez una asimetría climática: los vientos dominantes, de procedencia atlántica, descargan su humedad en la vertiente norte, mientras que la meridional, que recibe vientos del interior o flujos oceánicos subsidentes, y por tanto secos, muestra rasgos mediterráneos y una acusada continentalidad relativa, pudiéndose calificar de clima continental, según los criterios de Kerner.

La temperatura media anual es de 12,4 °C en Fabero (al noroeste), de 10,4 en Villameca, o de 10 °C en San Martín de la Famosa (al este). La primavera es, en la generalidad de la zona, más fría que el otoño. Todas las diferencias climáticas apreciables en la comarca están claramente gobernadas por las diferencias en altitud, dando lugar a una zonificación espacial del termoclima y del ombroclima que sigue un modelo de halos alrededor de la hoya. De este modo, se pasa de una duración de seis meses del periodo frío en Bembibre a ocho meses en Villameca, pudiendo ser superior en zonas más elevadas próximas a las sierras de Ancares y Gistreo, las cuales suponen avanzadillas del mundo Eurosiberiano sobre el Mediterráneo. En general, en todo el entorno montañoso son posibles las heladas entre finales de septiembre y finales de mayo, con un periodo frío de ocho meses, y si se piensa en las superficies situadas a mayor altitud y umbrías, pueden esperarse periodos fríos más prolongados, con periodos de helada que pueden abarcar desde primeros de septiembre hasta mediados de junio. En la cuenca del Bierzo predominan los termotipos incluidos entre

Mesomediterráneo superior y Supramediterráneo medio.

En todo el entorno montañoso del Bierzo se dan unas características comunes dentro de la variedad: precipitaciones por encima de los 900 mm anuales, superándose los 1.300 mm en las zonas más montañosas del oeste y norte, con abundantes días de nieve. La precipitación media anual desciende hasta valores próximos a los 700 mm anuales en la depresión del Bierzo, lo que demarcaría una zona interna de mínimos relativos. Además de la variabilidad ligada a la altitud, parece observarse un gradiente de aumento de la precipitación total de SE a NW. La mayor parte de la cuenca se incluye en los pisos Subhúmedo superior y Húmedo inferior. En las Sierras de Ancares, Padrón y Gistreo puede darse la existencia de áreas pertenecientes a los pisos Húmedo medio, Húmedo superior e Hiperhúmedo. Ponferrada y Bembibre están situadas en el piso Subhúmedo inferior. Estaciones como Fabero y Villameca se sitúan en el piso Subhúmedo superior. Valdesamario se sitúa en el piso Subhúmedo medio. En la mayoría de observatorios, el clima es Húmedo, lo que puede generalizarse para la mayor parte del territorio estudiado, con un periodo de sequía corto y poco intenso, seguramente incapaz de anular la reserva de agua en los suelos de cierto desarrollo y en las zonas más elevadas y umbrosas, generándose un exceso de agua relativamente importante en invierno y primavera. La mayoría de la cuenca del Bierzo se puede calificar de Húmeda, según los criterios de De Martonne, a excepción de Ponferrada que estaría situado en zona Subhúmeda. En índice de Turc de productividad agrícola en seco alcanza o supera el valor de 17 en todo el Bierzo, excepto en las orlas montañosas. Toda la cuenca se considera dentro de la Región Mediterránea, según la clasificación de Rivas-Martínez, aunque al norte se sitúa el contacto con la Región Eurosiberiana.

En el cerco montañoso de la depresión del Bierzo, las fuertes pendientes, la baja alterabilidad de los materiales en las zonas culminantes y los procesos de deposición en los fondos de valle, son factores que limitan el desarrollo y evolución edáficos. En una primera distinción se reconocen los suelos asociados a las vegas, que reciben continuamente aportes de material de las laderas vecinas y de aguas arriba en las arroyadas. Por esta razón son suelos jóvenes, sin presencia de endopediones de

diagnóstico, dominando Typic Udifluent y Aquic Udifluent asociados a Typic Fluvaquent o Typic Fluvaquept (según el sistema de clasificación USDA), en zonas con un cierto impedimento para el drenaje. Su pH puede ser algo superior al del entorno y, debido a su grado de pendiente, son los suelos donde se asientan los principales cultivos y la producción de hierba. Aparentemente son ricos en materia orgánica, de texturas medias a gruesas y con estructura migajosa en superficie, pudiendo albergar capas de gravas cuarcíticas redondeadas o sub-redondeadas. Fuera de las vegas, y si exceptuamos las áreas de mayor altitud, los suelos más comunes son los Orthent y los Udepts. Cuando el suelo se adelgaza en las zonas donde los procesos de erosión van siendo progresivamente más importantes, podrá aparecer una gradación que pasa por Lithic Dystrudepts hasta Lithic Udorthent, entre afloramientos rocosos. El ascenso sobre las laderas hará posible encontrar Typic y Lithic Dystrudepts. Aparecerán también suelos del tipo Humic Dystrudepts, sobre areniscas con cubierta de brezal. Todos estos suelos presentan un horizonte superficial más o menos potente, de color muy negro, rico en materia orgánica poco descompuesta, ácido y pobre en bases. En las zonas de cumbres, muy alejadas de las áreas de estudio, pueden estar presentes Typic y Lithic Dystrocryepts, asociados a Typic Cryorthent.

La vegetación teóricamente potencial en el ámbito de estudio viene representada por varios tipos de bosque. En primer lugar, hay que destacar los melojares de *Quercus pirenaica*, propios de la zona suroccidental leonesa con ombroclima húmedo e hiperhúmedo sobre sustratos silíceos. La formación madura sería un melojar de talla media, en el que los melojos se ven acompañados por taxones como *Ajuga pyramidalis*, *Erytronium dens-canis*, *Holcus mollis* y *Luzula forsteri*, entre otros. Estos melojares se disponen altitudinalmente por encima de otros melojares, en los que está presente, como planta diferencial *Genista falcata*, endemismo mediterráneo-iberoatlántico. Ocupa zonas cuyo ombroclima es subhúmedo, siendo sustituidos en estaciones más secas o en sustratos más duros por encinares. Estos encinares o bosques encina (*Quercus ilex* subsp. *rotundifolia*) se presentan en dos variantes: una supramediterránea acidófila típica y otra mesomediterránea acidófila con *Arbutus unedo*). Abarcan ombroclimas de seco a húmedo y sustratos pobres o ricos en bases, aunque es muy frecuente que se asienten sobre cuarcitas y pizarras metamórficas,

Poseen un escaso cortejo florístico, entre cuyas plantas se encuentra *Genista hystrix*. Estructuralmente son formaciones de encinar de porte medio, con fuerte ramificación desde la base, que, en los territorios más termófilos, se enriquece con *Arbutus unedo*, *Phyllirea angustifolia* o *Ruscus aculeatus*.

A los lechos mayores de los grandes ríos, que con las crecidas sufren inundaciones cada año, se asocian las choperas y saucedas de *Populus nigra* y *Salix neotricha*. Además, suele estar presente *Salix salviifolia* en los territorios leoneses, pudiendo aparecer *Fraxinus excelsior* en las zonas colindantes con la Región Eurosiberiana. También están muy presentes las formaciones adefohigrófilas del aliso (*Alnus glutinosa*), que, en su etapa madura, son bosques ribereños mediterráneos dominados por *Alnus glutinosa*, *Fraxinus angustifolia* y *Ulmus minor* como elementos arbóreos, acompañados de taxones herbáceos como *Carex acuta* y *Galium broterianum*. Estas alisedas mediterráneas, cuando entran en contacto con las del mundo eurosiberiano se enriquecen también con *Fraxinus excelsior*. Por último, hay que mencionar las saucedas arbustivas de *Salix lambertiana* y *Salix salviifolia*, cuya etapa sucesional más madura estaría formada por saucedas arbustivas que encuentran su óptimo en los márgenes de los ríos con acusado estiaje y substratos pobres en bases, dejando paso a *Salix angustifolia* cuando el suelo se enriquece en ellas.

Las transformaciones de la vegetación originaria más importantes vienen ligadas secularmente al uso del fuego. Por un lado, la desesperada búsqueda de terrenos para cultivar centeno durante las épocas de mayor presión demográfica comenzó a eliminar el bosque. El abandono de las tierras dejó paso a la landa de brezo, que domina en gran parte del territorio, y cuya composición en especies cambia en función del tiempo desde la última roza o quema. Las quemadas se han venido sucediendo hasta nuestros días, ligadas también, y en mayor medida en los últimos tiempos, al pastoreo. Otra de las transformaciones importantes ha sido la conversión de la vegetación de ribera, normalmente, en un "bocage" de prados naturales, cultivos y setos, los cuales van dando paso a huertas en la proximidad de los pueblos. Estos fondos de valle han albergado, también secularmente, las principales labores agrícolas tradicionales. Las coberturas de vegetación más importantes en la zona de trabajo se describen a continuación.

Los melojares de la zona suelen incluir otros híbridos del género *Quercus*. En los melojares más termófilos conviven con el melojo arbustos como la hiedra (*Hedera helix*), la escoba (*Cytisus scoparius*), el espino albar (*Crataegus monogyna*) o la *Genista falcata*. Son frecuentes las especies herbáceas *Teucrium scorodonia*, *Luzula forsteri* o *Narcissus triandrus*, entre otras. Los melojares situados en ombroclima húmedo o hiperhúmedo contienen *Holcus mollis*, *Lathyrus montanus*, *Luzula henriquesii* y *Primula vulgaris*. Los encinares están dominados por la encina o carrasca (*Quercus rotundifolia*) y que, en las tierras leonesas, convive en ocasiones con el quejigo (*Quercus faginea*) y el melojo (*Quercus pyrenaica*), como ocurre en las proximidades de Folgoso de la Ribera o Torre del Bierzo, donde existen importantes masas mixtas de melojo y encina. Forman parte de este tipo de bosques, plantas tanto de carácter arbustivo, como herbáceo, siendo frecuentes, entre otras, los abrojos (*Genista hystrix*), el enebro (*Juniperus oxycedrus*), el torvisco (*Daphne gnidium*), el madroño (*Arbutus unedo*), el jazmín (*Jasminum fruticans*), y el piorno florido (*Cytisus multiflorus*), entre otras. Se ha señalado que en aquellos lugares más húmedos se incrementa la presencia del madroño hasta llegar a parecer auténticos madroñales con encina. En estos enclaves también es corriente que aparezcan especies típicas de robledal: majuelo (*Crataegus monogyna*), cornejo (*Cornus sanguinea*), espino (*Prunus spinosa*) o clemátide (*Clematis vitalba*).

Las formaciones de matorral más importantes son brezales y piornales. Teóricamente, los brezales representan la fase más degradada de los bosques caducifolios sobre sustrato silíceo. Las especies más frecuentes en los brezales son: la quiruela (*Erica umbellata*), el brezo de San Dabeoz (*Daboecia cantabrica*), la brechina (*Calluna vulgaris*), el brezo rubio o brezo de Aragón (*Erica australis* subsp. *aragonensis*), la argaña (*Erica cinerea*), la carqueixa (*Genistella tridentata*) y la carpaza (*Halimium lasianthum* subsp. *alyssoides*), entre otros. Es muy común en laderas degradadas orientadas a solana la existencia de brezales xerofíticos, en los que destacan *Erica cinerea*, *Erica aragonensis*, *Erica umbellata* y *Genistella tridentata*, con intercalaciones de *Genista florida* subsp. *polygaliphylla*, *Cytisus multiflorus*, *Cytisus scoparius* y *Tymus zigis*.

Otros matorrales importantes, muchas veces mezclados con brezales o con presencia de especies arbóreas, son los dominados por especies leguminosas de los géneros de *Genista* y *Cytisus*. Las xesteiras son comunidades en las que la especie dominante es la escoba blanca o *Cytisus multiflorus* y que en su variante más xerófila y degradada da lugar a un jaral de *Cistus ladanifer*. En la mayor parte de este territorio, la primera etapa de sustitución teórica es un piornal, que, dependiendo principalmente del ombrotipo, puede pertenecer a asociaciones diferentes. También están bien representadas en la zona formaciones vegetales de prados y pastizales. Bajo esta denominación, se incluyen las comunidades vegetales íntimamente relacionadas con la nutrición del ganado. La diversidad existente es muy amplia. Algunos prados de fondo de valle son trebolares con *Festuca ampla*, *Trifolium repens*, *Phleum pratense* y *Lolium perenne*, orlados, en los regatos y canales, por especies como *Quercus pyrenaica*, *Salix salviifolia*, *Populus nigra*, *Crataegus monogyna*, *Sorbus aucuparia*, *Prunus avium*, *Alnus glutinosa* o *Fraxinus angustifolia* y, puntualmente, setos con *Rosa* sp. y *Rubus ulmifolius*. Por último, existen algunas superficies cultivadas, tanto por cultivos arbóreos, como herbáceos de secano o regadío.

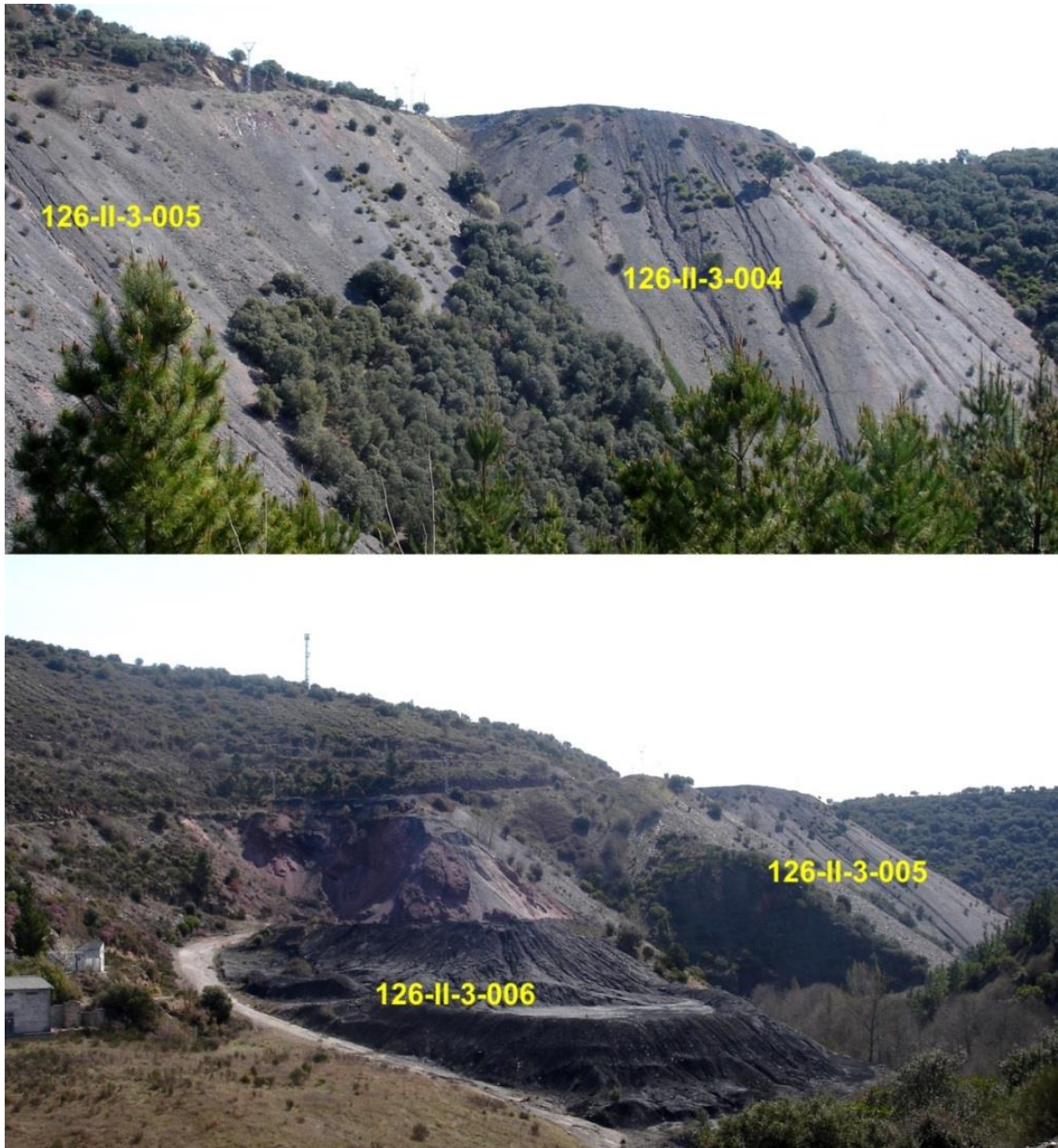
### **3. 2 .2. Área del río Cúa**

Las escombreras situadas en la cuenca alta del río Cúa, son las instalaciones de residuos de minería de carbón más occidentales de la Cuenca del Bierzo. Se ha seleccionado un conjunto de escombreras de minería de interior que afectan de manera muy directa al río Cúa, en el municipio de Fabero, al oeste de la población del mismo nombre. Se trata de las escombreras inventariadas por el IGME con códigos 126-II-3-004, 126-II-3-005 y 126-II-3-006. Este grupo de escombreras fue construido por vertido libre con estériles compuestos de areniscas, pizarras y restos de carbón. Los taludes orientados al río Cúa alcanzan o superan 37° de pendiente, siendo prácticamente inaccesibles en ausencia de medidas de seguridad frente a caídas. La máxima altura posible de caída alcanza los 90 m. En los taludes se aprecian tonos rojizos como consecuencia de procesos de ignición. La parte situada más al norte está compuesta fundamentalmente por estériles de lavadero (126-II-3-006), y las plataformas de vertido del resto de estructuras están recubiertas también, en mayor o menor medida, por estériles de lavadero. Apparentemente, por lo

menos en superficie, la más limpia de estériles de lavadero es 126-II-3-004. En esta superficie los elementos gruesos son mayores y se hace visible la presencia de caras de pizarras teñidas de colores amarillos (2,5Y 7/6). Sin embargo, la plataforma se encuentra rodeada por cordones amontonados en todo su perímetro, compuestos claramente por residuos finos de lavadero con importante presencia de sales. Estos acopios pueden estar influyendo en la química de la capa más superficial de la plataforma. En las otras plataformas muestreadas también es patente la presencia de precipitados blanquecinos de sulfatos. Los colores de las muestras en húmedo van desde el negro grisáceo (10Y 2,5/1) al gris oscuro (10Y 4/1). En dos de ellas se distinguieron dos muestras compuestas: una de ellas tomada sobre la plataforma y otra tomada sobre los amontonamientos de finos de lavadero situados en los bordes de la misma, sobre la cabecera de los taludes. La muestra correspondiente a 126-II-3-006 está tomada en una de las dos plataformas separadas por un talud que forman la estructura, en la que aparentemente toda la superficie se compone de residuos de lavadero, aunque se apoya claramente sobre materiales más gruesos, en la parte situada más al sur. Todas las instalaciones de este conjunto presentan importantes fenómenos de erosión hídrica, laminar y en regueros, lo que presupone una continuada emisión de sedimentos hacia el cercano río Cúa cuando se producen precipitaciones. En la **Tabla 1** se aportan datos sobre la situación geográfica de las instalaciones estudiadas. En la **Figura 3** se observan las escombreras estudiadas.

Instalación	X (m)	Y (m)	X (°)	Y (°)	Municipio	Provincia
126-II-3-004	692.968	4.737.257	6,6426° W	42,7635° N	Fabero	León
126-II-3-005	692.882	4.737.445	6,6426° W	42,7653° N	Fabero	León
126-II-3-006	692.780	4.737.699	6,6437° W	42,7676° N	Fabero	León

**Tabla 1.** Coordenadas UTM y en grados decimales (en base el sistema de referencia ETRS 89 y referidas al huso 29) de un punto aproximadamente centrado sobre cada una de las escombreras del área del río Cúa.



**Figura 3.** Imagen dónde se muestran las escombreras estudiadas en el área del río Cúa. Puede observarse la envergadura y pendiente de los taludes de vertido.

Las laderas orientadas al sur en el entorno cercano a estas escombreras presentan una vegetación propia de la variante más termófila del encinar, caracterizada por la presencia de *Arbutus unedo*, *Rubia peregrina* y *Ruscus aculeatus*. En las laderas de umbría se encuentran bosques mixtos de encinas (*Quercus rotundifolia*) y melojos (*Quercus pyrenaica*). Sobre los taludes de estas escombreras, por su pendiente y altura, no se pudieron realizar reconocimientos de especies colonizadoras con la suficiente aproximación, aunque desde la distancia fue posible reconocer algún ejemplar de encina. Los más grandes, posiblemente estuvieran ya en el suelo existente por debajo de



los residuos mineros, en lugares con muy poco espesor de estériles vertidos sobre la ladera. La presencia de individuos aislados de *Quercus rotundifolia* o *Quercus pyrenaica*, arraigados en el suelo original en zonas de escaso espesor de estéril minero, también ha sido observada en otros lugares del Bierzo (Sobrado Conde, 2015). También a distancia fue posible reconocer lo que parecen ser ejemplares de *Cytisus scoparius*, *Cytisus multiflorus*, y *Populus nigra*, además de especies herbáceas con escasa cobertura. Sobre la plataforma y lugares más fácilmente visitables de la escombrera 126-II-3-005 se pudo reconocer una muy escasa vegetación herbácea, entre la que se encuentran muy posiblemente: *Festuca aff. elegans*, *Agrostis trunctula* y *Rumex acetosella*, entre otras. En el resto de plataformas de estas escombreras no estaba presente ningún tipo de vegetación en el momento de la visita (**Figura 4**).



**Figura 4.** Superficies superiores de las escombreras de la zona del río Cúa, en las que se aprecia una total ausencia de vegetación, a excepción de 126-II-3-005.

La presencia de *Populus nigra* (chopo o alamo negro) en los taludes de estas escombreras pudiera parecer extraña, pues siempre se ha considerado que esta especie posee un marcado carácter edafohigrófilo. Sin embargo, es posible observar la presencia esporádica de chopos en muchas escombreras del Bierzo (**Figura 5**), incluso en puntos bastante alejados de cauces, a veces formando pequeños agrupamientos.



**Figura 5.** Imagen que muestra diversas situaciones en las que el chopo (*Populus nigra*) actúa como especie colonizadora de estériles de carbón en el Bierzo.

Los trabajos de Hedin (p. ej.: Hedin, 1988), en los Apalaches, han destacado la importancia de la colonización de escombreras de carbón por parte de chopos de cara a la rehabilitación de los terrenos. Esta colonización, que se llega a producir sobre taludes de pendientes muy fuertes, no es fácil de explicar, al margen de la extraordinaria capacidad de las salicáceas para colonizar terrenos a partir de semilla, pues también es muy frecuente encontrar a *Salix atrocinerea* (sauce ceniciento), *Salix salviifolia* (bardaguera o sarga), *Salix caprea* (sauce capruno), así como algunos de los híbridos de estas especies, como colonizadoras en escombreras del Bierzo. Es posible que las escombreras, en comparación con los suelos naturales de poco desarrollo, sean capaces de garantizar mayor humedad. En cualquier caso, este fenómeno es de enorme interés desde el punto de vista de la estabilización de las escombreras, dado que las salicáceas han sido consideradas de gran valor como especies estabilizadoras de terrenos en el reconocido trabajo de Schiechtl (1980). Estos procesos de colonización espontánea merecerían ser estudiados específicamente con mayor profundidad.

Las muestras tomadas en las escombreras del Área del río Cúa fueron cribadas en campo con tamiz de malla de 2 mm. Los elementos mayores de ese tamaño (elementos gruesos: EG) fueron estimados visualmente, oscilando entre aproximadamente un 70% en 126-II-3-004 y un 50% en los acopios de finos. La granulometría de las muestras se muestra en la **Tabla 2**.

Muestra	Arena	Limo	Arcilla	Clasificación USDA	% EG (>2mm)
126-II-3-004	59,5	24,9	15,6	Fr-Ar	70
126-II-3-004 FINOS	24,0	44,0	32,0	Fr-Ac	50
126-II-3-005	53,6	23,0	23,4	Fr-Ac-Ar	65
126-II-3-005 FINOS	47,7	26,0	24,3	Fr-Ac-Ar	50
126-II-3-006	39,2	39,4	21,4	Fr	60

**Tabla 2.** Características granulométricas de las muestras de escombreras del área del río Cúa.

En general, las texturas de la tierra fina de las muestras son buenas desde el punto de vista del crecimiento vegetal. La pedregosidad es muy elevada, lo que puede incidir en una baja capacidad de retención de humedad. Los valores de contenido en elementos gruesos son similares a otros encontrados en la bibliografía para materiales semejantes (p. ej.: Roberts *et al.*, 1988; Arranz-González, 2006; Nicolás-Contreras, 2010; Mejuto, 2011). Sin embargo, los materiales cuyo origen es presumiblemente el rechazo de lavaderos de carbón poseen unos elementos gruesos de menor tamaño y menor dureza, por lo que parecen ser susceptibles de generar finos fácilmente por alteración.

En todas las muestras, los minerales dominantes o principales son micas, siguiéndoles en importancia el cuarzo. De los minerales que se puede esperar encontrar como productos de la oxidación de los sulfuros, solo aparecen jarosita, yeso y anhidrita. La jarosita está presente en cantidades significativas, aunque no llega a ser dominante, en las muestras más acidificadas (126-II-3-005 FINOS y 126-II-3-004). El origen del K necesario para la formación de la jarosita está en las micas o el feldespato potásico (presente también como mineral accesorio o traza en todas las muestras), los cuales son atacados por el ácido generado en la oxidación de la pirita. Plagioclasa y clorita también

están presentes en todas las muestras. La pirita también está presente como accesorio o traza en todas las muestras. La muestra 126-II-3-006, que es la menos ácida, presenta también cierto contenido en dolomita, la cual, como es sabido, tiene un elevado poder neutralizante.

La **Tabla 3** ofrece otros parámetros químicos. Ya se ha comentado que los valores superficiales de pH en escombreras pueden variar mucho, incluso entre puntos situados a cortas distancias. El pH de las muestras, al igual que el resto de resultados analíticos, ha de entenderse como una aproximación a las condiciones medias superficiales. Los valores obtenidos permiten calificar la generalidad de las muestras como extremadamente ácidas, existiendo la posibilidad de que se produzca una mayor acidificación por la presencia de algo de pirita y jarosita, con contenidos en azufre pirítico entre 0,44 y 0,62% (**Tabla 3**), a lo que se suma una presumiblemente baja o nula capacidad de neutralización potencial. En muestras de materiales semejantes se ha constatado una total ausencia de carbonatos (Nicolás-Contreras, 2010; Mejuto, 2011), aunque pudiera haber otros minerales con una ligera capacidad de neutralización, como la clorita, además de la dolomita detectada en 126-II-3-006.

Muestra	pH (1/1)	pH (1/10)	CE (1/10) dS/m	%S <sub>Total</sub>	%S <sub>Sulfato</sub>	%S <sub>Pirítico</sub>
126-II-3-004	2,80	2,29	1,006	1,37	0,75	0,62
126-II-3-004 FINOS	4,66	6,28	1,018	1,19	0,65	0,54
126-II-3-005	4,15	3,82	0,224	0,71	0,27	0,44
126-II-3-005 FINOS	3,86	3,43	0,973	1,06	0,61	0,45
126-II-3-006	6,15	7,35	0,942	1,01	0,50	0,51

**Tabla 3.** pH, conductividad eléctrica (CE) y formas de azufre de las muestras de escombreras del área del río Cúa.

Destaca por su acidez la muestra 126-II-3-004, en la que se ha alcanzado un valor de pH de 2,8 (ultra-ácido). En estos materiales es previsible que pueda ser inferior o superior según el punto de muestreo. En cualquier caso, parece que estos residuos tienen capacidad para formar sistemas de muy elevada acidez, y de corrección muy difícil. Salvo en este último caso, los valores de pH, por sí solos, no deberían suponer un impedimento

grave para la colonización vegetal, dada la naturaleza de los suelos del entorno. En Alarcía (Burgos), sobre materiales semejantes y en un entorno natural muy similar se ha constatado una colonización natural importante con un valor de pH de 3,95 (Nicolás-Contreras, 2010).

Un aspecto curioso y difícil de explicar, es que cuando el pH medido en proporción 1/1 está por debajo de determinado nivel (alrededor de 4,5) la medida del pH en proporción 1/10 es inferior, cuando la lógica dice que debería ser superior, pues la dilución que supone el paso de pasta 1/1 a suspensión 1/10 conlleva normalmente un incremento de 0,2 a 0,5 unidades de pH. La única explicación razonable es que el tiempo de agitación del ensayo influya, o que a mayor dilución se disuelva mayor cantidad de sulfatos ácidos de Fe y éste se hidrolice generando acidez. Como se verá, esto ocurre con otros tipos de residuos mineros. La interferencia debida a las sales podría aconsejar el análisis del pH según la norma ASTM (2007), complementando el análisis en agua en proporción 1:1 con la medida en una solución de  $\text{CaCl}_2$ . Este método es el que recomiendan Noble *et al.* (2012). Cuando se tiene en cuenta, además de la acidez, la elevada salinidad de los residuos, es entendible la ausencia de vegetación en las partes altas de estas escombreras (**Figura 4**). Las medidas de conductividad eléctrica y los datos de textura permiten obtener una valoración de la salinidad que, aunque no es rigurosa, sí es capaz de identificar la existencia de problemas, cuando estos son tan evidentes. Así, a excepción de la muestra 126-II-3-005 (moderadamente salina), el resto presentan una elevada salinidad. La salinidad, unida a los colores oscuros y la elevada pedregosidad inciden en una reducción importante de la disponibilidad hídrica. Es posible imaginar cómo un sistema radicular profundo puede, en escombreras de carbón, solventar de algún modo los inconvenientes de la baja capacidad de retención de humedad y la desecación intensa asociada al calentamiento superficial facilitado por los colores oscuros. Sin embargo, si además de esto los materiales son salinos, ese hipotético desarrollo radicular no tendrá el efecto que tendría en materiales libres de sales. Para proyectar la corrección sería necesario tener un conocimiento más preciso del problema, realizando ensayos de medida de la CE en extracto de saturación. En cualquier caso no parece que dicha corrección de la salinidad pueda resultar sencilla, y cabe plantear algún tipo de cubierta con otros materiales si se quiere implantar vegetación.

La **Tabla 4** reúne los datos de contenidos en elementos traza y los resultados de aplicar el llamado índice de contaminación. Se han añadido algunos datos tomados de la tesis doctoral de Mejuto (2011). La **Tabla 5** muestra las medidas del test de lixiviación y los resultados de aplicar el llamado cociente promedio de peligrosidad CPP<sub>LAB</sub> (Alberruche *et al.*, 2014).

	126-II-3-004	126-II-3-004 FINOS	126-II-3-005	126-II-3-005 FINOS	126-II-3-006	Nivel de fondo <sup>a</sup>	Suelo de referencia <sup>b</sup>
As	<b>88,7</b>	<b>60,1</b>	<b>121,0</b>	<b>55,6</b>	<b>68,6</b>	45,0	15,3
Cd	0,11	<b>0,45</b>	0,20	0,14	<b>0,54</b>	0,25	0,36
Co	7,5	20,6	8,9	11,9	21,5	40,0	19,7
Cr	<b>108,0</b>	<b>111,0</b>	<b>80,4</b>	71,2	73,7	80,0	50,0
Cu	39,8	<b>69,5</b>	<b>55,9</b>	38,2	<b>66,9</b>	45,0	23,0
Hg	<b>0,24</b>	<b>0,24</b>	<b>0,25</b>	<b>0,22</b>	<b>0,28</b>	0,15	0,25
Mo	<b>4,3</b>	<b>4,7</b>	<b>5,9</b>	<b>6,7</b>	<b>5,6</b>	2,5	
Ni	27,6	55,2	33,8	45,8	53,6	65,0	43,0
Pb	51,0	<b>71,4</b>	48,7	47,6	<b>62,7</b>	55,0	30,4
Se	<b>3,9</b>	<b>4,8</b>	<b>4,0</b>	<b>3,5</b>	<b>3,9</b>	1,9	
V	<b>175,0</b>	<b>167,0</b>	<b>136,0</b>	<b>121,0</b>	<b>131,0</b>	120,0	
Zn	48,6	<b>128,0</b>	<b>81,6</b>	<b>103,0</b>	<b>135,0</b>	100,0	300,0
IC	<b>1,7</b>	<b>1,6</b>	<b>1,7</b>	<b>1,5</b>	<b>1,7</b>	--	

**Tabla 4.** Concentraciones totales (mg/kg) de elementos medidos en las muestras de escombreras del área del río Cúa. En negrita los que superan el nivel de fondo. IC: índice de contaminación (Alberruche *et al.*, 2014). a) Nivel de fondo según Macías y Calvo de Anta (2009). b) Suelo de referencia situado en la cuenca del arroyo Rodrigatos (Mejuto, 2011).

Los contenidos totales de elementos potencialmente tóxicos pueden compararse con los niveles de fondo regionales. Al no existir valores de referencia para León o Castilla-León, se ha optado por emplear los correspondientes a Galicia (Macías y Calvo de Anta, 2009). Hay que decir, en primer lugar, que ninguna de las muestras posee niveles que puedan considerarse muy altos de ningún elemento, especialmente si se compara con los valores

que pueden encontrarse en residuos de minería metálica. Por ello, los valores de los índices IC resultan muy bajos (señalados en verde en la **Tabla 4**). La posible dispersión de elementos traza a partir de los residuos, por erosión, no puede considerarse un problema serio en términos generales, aunque, como se ha mencionado, el aporte de carga sólida y sedimentos desde los taludes de estas escombreras hacia el río Cúa puede ser importante.

Los elementos totales que alcanzan valores semejantes a los del nivel de fondo o los del suelo de referencia son Cd, Co, Hg, Ni y Pb en todas las muestras. En general los valores obtenidos para estos elementos son semejantes o algo superiores a los medidos por Mejuto (2011) en escombreras del Bierzo oriental. Se encuentran por debajo o dentro del rango de los valores de concentración máxima admisible para suelos agrícolas (Kabata-Pendias, 1995). En ninguna de ellas se alcanzan valores preocupantes para estos elementos, si se tienen en cuenta las guías canadienses de calidad ambiental (CCME, 2007). Además, en lo que respecta a estos elementos, todas las muestras cumplirían los criterios de la RCT (1988b) para materiales superficiales en procesos de rehabilitación, así como los de la EPA del estado de Victoria para materiales aptos para efectuar rellenos o recubrimientos de residuos (EPA-Victoria, 2007). El Zn y el Cu superan el valor de fondo en tres de las muestras. El Zn se mantiene siempre por debajo del nivel de referencia extrañamente alto que proporciona Mejuto (2011). Ninguno de los valores medidos de Cu o Zn puede considerarse muy elevado, pues son inferiores o están dentro del rango de a los que serían admisibles para suelos agrícolas (Kabata-Pendias, 1995). Comparando con las citadas referencias de RCT (1988b) y EPA-Victoria (2007), son valores perfectamente aceptables en materiales superficiales de recubrimiento.

Por otro lado, las muestras poseen contenidos superiores al nivel de fondo en As, Mo y Se, elementos que suelen citarse como contaminantes típicos en residuos de carbón. El molibdeno supera en tres casos el criterio propuesto por RCT (1988b) y el de las normas canadienses (CCME, 2007), el cual es igual a 5 mg/kg. En todas las muestras, el As y el Se superan los niveles propuestos para estos elementos por RCT (1988b), y el As supera en todas las muestras el nivel escogido como referencia por Mejuto (2011). De todos modos, al As y el Mo solubles en estas muestras son muy bajos (**Tabla 5**), y previsiblemente



también lo serán los niveles disponibles para las plantas. Lo contrario ocurre con el Se, que alcanza valores solubles relativamente altos, especialmente en 126-II-3-004. No es probable que estos niveles de Se estén generando problemas de fitotoxicidad, puesto que el Se no se considera muy tóxico para las plantas, pero sí pueden serlo para los animales si las plantas que les sirven de alimento lo acumulan. En suelos de pH bajo, el Se suele estar en formas insolubles, por lo que una corrección del pH de este tipo de estériles podría incrementar la solubilidad de dicho elemento (Tucker *et al.*, 1987).

	126-II-3-004	126-II-3-004 FINOS	126-II-3-005	126-II-3-005 FINOS	126-II-3-006	Estándar de calidad de agua
Al	<b>19.010,0</b>	5,9	<b>252,0</b>	<b>2.078,0</b>	5,3	50
As	2,77	0,28	0,23	0,77	0,16	10
Cd	<b>2,65</b>	<b>2,96</b>	<b>0,56</b>	<b>1,23</b>	0,23	0,25
Co	<b>90,80</b>	<b>78,80</b>	6,99	<b>21,10</b>	1,52	20
Cr	10,80	<0,05	0.24	0,35	<0,05	50
Cu	<b>363,0</b>	1,1	8,0	<b>37,6</b>	0,3	10
Hg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1
Mo	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0,3	70
Ni	<b>218,0</b>	<b>166,0</b>	<b>22,2</b>	<b>49,9</b>	5,0	20
Pb	8,85	1,85	5,92	3,77	<0,20	10
Se	<b>10,9</b>	<b>3,54</b>	<0,5	<b>2,84</b>	<b>1,97</b>	1
V	0,08	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	6
Zn	<b>474,0</b>	118,0	60,1	93,9	3,7	120
<b>CPP<sub>LAB</sub></b>	<b>65,3</b>	<b>6,9</b>	<b>8,4</b>	<b>9,4</b>	<b>2,0</b>	

**Tabla 5.** Concentraciones solubles ( $\mu\text{g/L}$ ) de elementos medidos en las muestras de escombreras del área del río Cúa. Estándar de calidad de aguas y CPP<sub>LAB</sub> (cociente promedio de peligrosidad), según Alberruche *et al.* (2014). En negrita los valores que superan el estándar de calidad de aguas.

En cuanto al V, las concentraciones medidas en estas muestras rondan los niveles considerados guía para agricultura en las normas canadienses (CCME, 2007), a excepción de las muestras 126-II-3-004 y 126-II-3-004 FINOS. No existen claras referencias en las que apoyarse para valorar los niveles medidos de V, en relación con la posible



fitotoxicidad. Gough *et al.* (1979) concluyeron que no existían evidencias publicadas de fitotoxicidad por V en condiciones de campo. Lo corriente es que este elemento, cuando es absorbido por las raíces, no sea traslocado a las partes aéreas, por lo que si fuera posible establecer vegetación sobre estos residuos, lo normal es que quede estabilizado (más si se tiene en cuenta el exiguo contenido en V soluble). Algo parecido ocurre con el Cr, si bien existen muchas más referencias normativas para este elemento. Dos muestras (de nuevo: 126-II-3-004 y 126-II-3-004 FINOS) tienen contenidos de Cr que superan el nivel de fondo y el valor del suelo de referencia con más de 100 mg/kg. Todos los valores medidos están por encima del nivel guía canadiense para suelos agrícolas de 64 mg/kg (CCME, 2007), aunque serían aceptables según los criterios de RCT (1988b).

Como se ha comentado, no es posible saber en qué medida estos residuos pueden generar más acidez, al no haberse medido la capacidad de neutralización potencial de los mismos. A la hora de planificar actuaciones en estas escombreras convendría estudiar este aspecto, para comprobar si es posible que se alcance el nivel de acidificación observado en la muestra 126-II-3-004, lo que a su vez podría dar lugar a una solubilización importante de aluminio y otros elementos. Desde el punto de vista de la solubilidad en agua, de nuevo las muestras 126-II-3-004 y 126-II-3-004 FINOS pueden ser problemáticas por sus efectos sobre las aguas superficiales, especialmente en lo que se refiere a Al, Co, Cu, Ni y Zn. Sin embargo el índice  $CPP_{LAB}$  resulta muy bajo en general (señalado en verde en la **Tabla 5**). No obstante, el contenido en Cu soluble de la muestra correspondiente a 126-II-3-004 alcanza valores semejantes a los que se obtienen en residuos de flotación de minería metálica fuertemente acidificados, como los que se describen más adelante. Como es sabido, el Cu posee una elevada capacidad antifúngica que puede afectar a los hongos del suelo, incluidos los micorrizógenos.

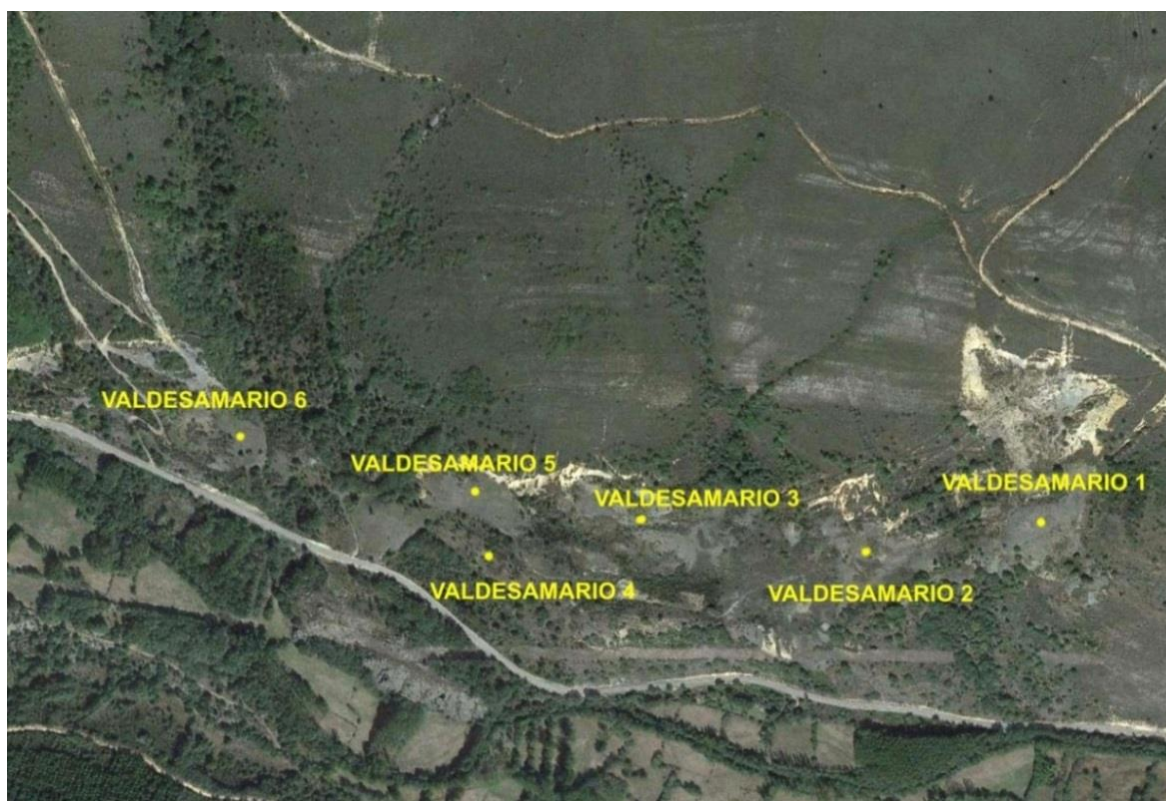
Con la única excepción de 126-II-3-005, con 72 mg/L de  $SO_4^{2-}$ , el resto de muestras genera soluciones de lixiviación con elevados contenidos en  $SO_4^{2-}$ , con un máximo obtenido para la muestra 126-II-3-004 FINOS (1310 mg/L de  $SO_4^{2-}$ ). Estos valores son comparables a algunos de los obtenidos con residuos mineros de la minería de sulfuros metálicos, como los presentes al sur de la Sierra de Cartagena-La Unión (ver más adelante). El resto de aniones es mucho menos importante en todas las muestras. Se ha señalado que el

elevado contenido en sulfatos puede proporcionar una cierta defensa contra la toxicidad por aluminio, pues forma con este elemento complejos  $Al-SO_4$  que son excluidos por las raíces (Alva *et al.*, 1991).

### 3. 2. 3. Área de Valdesamario

No todas las escombreras de carbón de El Bierzo ofrecen unas características tan negativas como las descritas en el área del río Cúa, como se comprueba en el valle de Valdesamario. Este valle representa la parte más oriental de la cuenca carbonífera del Bierzo. Dentro de él, las escombreras seleccionadas están situadas en las proximidades de la población de Valdesamario, estando la más oriental a algo más de un kilómetro de dicha población. En ITGE (1997) se describía como un conjunto caótico de huecos mineros y escombreras, siendo la más occidental producto de labores de interior y a cielo abierto. Esta última queda separada del resto por el cauce del arroyo de Valdecubiella, el cual estaba entonces muy afectado por los vertidos, aunque actualmente parece bastante limpio. La superficie total alterada puede estimarse en unas 20 ha, incluyendo restos de los antiguos frentes de explotación, accesos, vertidos de escombros hacia la carretera y las escombreras estudiadas. En este valle, entre los años 1995 y 2001, se realizaron algunas operaciones de remodelación topográfica, así como plantaciones de pinos silvestres y chopos en la práctica totalidad de las áreas alteradas, con resultados variables pero siempre pobres. En el grupo de escombreras seleccionadas solo se realizó una remodelación topográfica en el año 2000, dando lugar a formas más suaves y acordes con el entorno, pero también a una compactación importante del terreno que todavía se hace patente al cavar. De este modo, aunque quedan algunos taludes de pequeño tamaño con pendientes de 30°, la mayoría del terreno tiene pendientes inferiores a 25°. Con la excepción de VALDESAMARIO 6, el resto forma un continuo en el que la delimitación de las diferentes zonas de muestreo es en algunos puntos arbitraria, precisamente por ese efecto de suavizado de las formas. Posteriormente a las labores de remodelado se ha llevado a cabo la plantación de algunos pinos. Actualmente, la mayoría del terreno se encuentra bastante colonizado por la vegetación, como se describe más abajo. La **Figura 6** muestra la situación de estas escombreras en una imagen aérea. En la **Tabla 6** se muestran las coordenadas aproximadas de los puntos

medios de las escombreras o zonas de muestreo.



**Figura 6.** Imagen aérea de las escombreras estudiadas en el área de Valdesamario. Modificada de Google Earth.

Instalación	X (m)	Y (m)	X (°)	Y (°)	Municipio	Provincia
VALDESAMARIO 1	257.405	4.734.430	5,9629° W	42,7240° N	Valdesamario	León
VALDESAMARIO 2	257.230	4.734.403	5,9651° W	42,7242° N	Valdesamario	León
VALDESAMARIO 3	256.933	4.734.456	5,9687° W	42,7241° N	Valdesamario	León
VALDESAMARIO 4	256.757	4.734.410	5,9709° W	42,7237° N	Valdesamario	León
VALDESAMARIO 5	256.748	4.734.482	5,9710° W	42,7243° N	Valdesamario	León
VALDESAMARIO 6	256.452	4.734.575	5,9747° W	42,7250° N	Valdesamario	León

**Tabla 6.** Coordenadas UTM y en grados decimales (en base el sistema de referencia ETRS 89 y referidas al huso 30) de un punto aproximadamente centrado sobre cada una de las escombreras del área de Valdesamario.

Los datos analíticos que se ofrecen proceden del mencionado estudio desarrollado por el IGME (IGME, 2003). Al tratarse de muestras compuestas, es esperable una cierta variabilidad en todos los parámetros medidos, la cual no se ve reflejada en los resultados. Por ello, en casos semejantes, una planificación de labores de revegetación debería partir

de una sectorización, como la llevada a cabo por Arranz-González (2006) en un estudio que incluye suelos mineros situados en el valle de Valdesamario.

Los datos de parámetros granulométricos de las muestras se ofrecen en la **Tabla 7**. Puede observarse la elevada proporción de elementos gruesos presentes en estos materiales, con resultados semejantes a los aportados por Arranz-González (2006). Tales contenidos, unidos a la compactación, pueden suponer un importante impedimento para la retención de humedad y la germinación de semillas. Los valores son tan elevados que estos materiales pueden describirse como un relleno de tierra fina dentro de una masa de elementos gruesos. Sin embargo, en profundidad es posible que se formen fieltros de raíces finas y muy finas recubriendo fragmentos rocosos duros. Dichas superficies pueden funcionar como vías preferentes para el movimiento del agua interna del suelo. También es posible que los elementos gruesos pizarrosos o lutíticos se reblandezcan y permitan la penetración de raíces, por lo que, desde el punto de vista de la disponibilidad de agua, se comporten de modos semejante a agregados de suelo. Estas singularidades han sido descritas por Arranz-González (2006), en horizontes profundos de suelos mineros. La mayoría de los elementos gruesos presentes en las muestras fueron identificados como fragmentos de areniscas y pizarras de tamaños variables entre gravilla y bloques. En la muestra VALDESAMARIO 6 se reconocieron también algunos restos de carbón. Los colores de la tierra fina fueron todos de matriz 5Y, variando del verde oliva (5Y 4/4) al gris muy oscuro (5Y 3/1).

Muestra	Arena	Limo	Arcilla	Clasificación USDA	% EG (>2mm)
VALDESAMARIO 1	61,6	21,6	16,8	Fr-Ar	70,4
VALDESAMARIO 2	65,0	18,2	16,8	Fr-Ar	70,5
VALDESAMARIO 3	67,7	10,5	21,8	Fr-Ac-Ar	71,7
VALDESAMARIO 4	65,0	13,2	21,8	Fr-Ac-Ar	68,1
VALDESAMARIO 5	70,0	15,0	15,0	Fr-Ar	82,8
VALDESAMARIO 6	73,6	8,9	17,5	Fr-Ar	80,7

**Tabla 7.** Características granulométricas de las muestras de escombreras del área de Valdesamario.

La **Tabla 8** muestra algunos parámetros edáficos de los materiales estudiados. En primer lugar, es necesario apuntar que las muestras analizadas se pueden considerar ligeramente salinas. La materia orgánica en este tipo de materiales se presenta como algo difícil de interpretar. Suelos naturales con contenidos tales como 5% o 7% suelen poseer características físicas y químicas excelentes, lo que no se puede decir de estos materiales. Ya se ha mencionado que los estériles mineros procedentes de la minería de carbón pueden proporcionar medidas elevadas de materia orgánica, la cual es, en parte, carbón residual. Este material orgánico no puede considerarse equivalente a la materia orgánica del suelo. De hecho, se comprueba que la capacidad de intercambio catiónico (CIC) resultó ser muy baja en todas las muestras. Los valores obtenidos son semejantes a los medidos por Mejuto (2011) en escombreras mineras de la cercana cuenca del río Rodrigatos. En términos generales la importancia de los cationes básicos de cambio sigue el orden  $Ca > Mg > Na > K$ . Como se puede observar, todos los valores de capacidad de intercambio catiónico total concuerdan bastante bien con la suma de cationes extraíbles. La CIC total es muy baja. El porcentaje de saturación de bases alcanza o supera el 95% en tres escombreras, y en el resto (las de mayor valor de acidez cambiante) no superan el 75%. Los resultados obtenidos de K de cambio (considerado potasio asimilable) se pueden calificar de bajos ( $< 0,2 \text{ cmol(+)}/\text{kg}$ ) o medios ( $0,2-0,4 \text{ cmol(+)}/\text{kg}$ ).

MUESTRA	MO (%)	CIC ( $\text{cmol(+)}/\text{kg}$ )	Complejo de cambio ( $\text{cmol(+)}/\text{kg}$ )					CE (1/10) dS/m
			Ca	Mg	Na	K	Acidez	
VALDESAMARIO 1	1,5	4,85	1,30	1,11	0,78	0,12	1,52	0,115
VALDESAMARIO 2	4,9	7,77	2,47	2,22	0,80	0,24	1,88	0,080
VALDESAMARIO 3	1,5	5,66	2,39	2,14	0,72	0,28	0,26	0,130
VALDESAMARIO 4	3,5	6,71	2,56	1,43	0,75	0,16	1,60	0,030
VALDESAMARIO 5	7,1	4,40	2,28	1,36	0,62	0,26	0,20	0,115
VALDESAMARIO 6	5,0	4,10	2,23	1,38	0,44	0,19	0,06	0,110

**Tabla 8.** Características químicas de las muestras de escombreras del área de Valdesamario.

En términos generales, la capacidad de intercambio catiónico y la acidez de cambio son semejantes a las que se pueden encontrar en suelos naturales en esta zona. Los suelos

naturales de carácter forestal propios del entorno (bajo melojares y especialmente brezales) son en general de carácter ácido (de fuertemente ácido a extremadamente ácido) y pueden poseer mayores contenidos en acidez de cambio. Arranz-González (2006) mostró que estériles mineros del valle de Valdesamario, sobre los que se aportaron estériles pardo amarillentos, con una importante proporción de suelos arrancados en operaciones de desmonte, poseían un pH superficial muy fuertemente ácido (4,5-5,0), y la acidez cambiante superaba el valor de 1 cmol(+)/kg, para capacidades totales de cambio de tan solo 5,17 a 6,91 cmol(+)/kg. Por otro lado, se observa una menor concentración de azufre pirítico en las escombreras más orientales, que puede tener relación con la variabilidad inherente de los estériles, y que es imposible explicar sin datos sobre las características originales de las diferentes capas movilizadas en cada zona.

Los valores de pH medidos oscilaron entre muy fuertemente ácido y ligeramente ácido. Siguiendo los criterios de SWG (1998) y RCT (1998a), el cálculo de la Contabilidad Ácido-Base incluyó la valoración de la acidez activa (acidez soluble y de intercambio), medida con una extracción con KCl (Thomas, 1982), al ser la mayoría de las muestras de pH inferior a 6, menos en el caso de la muestra VALDESAMARIO 6, en la que dicha acidez activa resulta muy poco significativa, como era de esperar. Para el cálculo de la acidez potencial se empleó el factor multiplicador de 31,25 sobre el % de azufre pirítico. Esto es más correcto a pH inferior a 6,3 (Dold, 2010), y, sobre todo, aceptando que no tendría sentido plantear una hipotética labor de neutralización hasta pH 7, en las condiciones de estos residuos, y considerando la acidez de los suelos del entorno. Además, puede verse en los resultados de la contabilidad ácido-base (**Tabla 9**) que en todas las muestras de Valdesamario no es previsible una mayor acidificación debida al resultado positivo (entre 24 y 40 t CO<sub>3</sub>Ca/1000 t). Sin embargo, aunque en las capas superficiales la capacidad neta de neutralización potencial pueda ser positiva, no se puede descartar que exista capacidad neta de generación de acidez en capas profundas, como se ha constatado en zonas cercanas (Arranz-González, 2006) y se ha descrito en el trabajo de Horbaczewski (2007).

A pesar de que los valores obtenidos de Contabilidad Ácido-Base son favorables, con capacidad neta de neutralización potencial positiva, en algunas escombreras el pH es muy

bajo y la acidez de cambio elevada. Sin embargo, como ya se ha mencionado, los suelos propios del entorno pueden ser de carácter muy ácido y pueden poseer elevados contenidos en acidez de intercambio. No parece que, la elevada acidez sea un problema serio para la vegetación natural del entorno. Por todo lo comentado anteriormente, en ausencia de otros datos, las principales limitaciones encontradas en la superficie de estas escombreras tienen que ver con la baja retención de humedad, la elevada pedregosidad, la baja capacidad de intercambio catiónico y la evidente compactación.

MUESTRA	pH <sub>agua</sub> 1/1	% S pirítico	AP (t CO <sub>3</sub> Ca/ 1000t )	NP (t CO <sub>3</sub> Ca/ 1000t)	AA (t CO <sub>3</sub> Ca/ 1000t)	ABA(t CO <sub>3</sub> Ca/ 1000t)
VALDESAMARIO 1	4,05	0,09	2,7	38,1	0,78	34,6
VALDESAMARIO 2	4,34	0,09	2,8	44,1	0,94	40,4
VALDESAMARIO 3	5,72	0,08	2,4	27,2	0,13	24,7
VALDESAMARIO 4	5,09	0,37	11,6	32,2	0,80	29,8
VALDESAMARIO 5	4,49	0,29	9,1	40,0	0,10	30,8
VALDESAMARIO 6	6,16	0,37	11,6	44,7	0,03	33,1

**Tabla 9.** pH, azufre pirítico y cálculo del *Acid Base Account* de las de las muestras de escombreras del área de Valdesamario (IGME, 2003). AP: acidez potencial; NP: neutralización potencial; AA: acidez activa; ABA= NP-AP-AA.

La falta de estructura y de materia orgánica activa también pueden ser inconvenientes importantes que han limitado la colonización natural, que comenzó desde cero en algún momento del año 2000. Al margen del bajo o medio nivel de K, no es descartable tampoco que pueda existir alguna deficiencia nutricional, especialmente de P fácilmente asimilable. Es más que probable también que buena parte de lo que les falta a estos materiales para ser un buen medio de crecimiento vegetal se deba a su esterilidad inicial, aquí entendida como carencia de vida microscópica y de un banco de semillas. Con todo ello, en el periodo transcurrido se ha producido un proceso de colonización natural importante (**Figura 7**). En dicha figura, puede observarse que, aunque las imágenes no están exactamente tomadas desde el mismo punto, a lo largo de diez años se ha producido un importante incremento de la cubrición del terreno por la vegetación, un aumento de la presencia de especies leñosas, especialmente leguminosas arbustivas, así como un crecimiento notorio de la vegetación arbórea. Hay que tener en cuenta que, cuando se trata de estériles mineros no recubiertos de suelo, las limitaciones



debidas a las características del sustrato pueden generar una ralentización de la sucesión. Esto fue comprobado por Alday *et al.* (2012) en Guardo (Palencia), sobre materiales semejantes, en los que después de transcurridos 20 años seguían dominando especies de etapas jóvenes, con pocas especies leñosas, tales como *Thymus mastichina* o *Cytisus scoparius*. Sin embargo, a pesar de las limitaciones comentadas, no cabe duda de que el proceso de colonización natural en este conjunto de escombreras ha progresado bastante.



**Figura 7.** Aspecto que presentaban las escombreras más orientales de la zona de Valdesamario en el año 2006 (arriba) y en 2016 (abajo).

Conviene advertir que las labores mineras que originaron este conjunto de huecos y escombreras afectaron a manchas de melojar situados preferentemente en las



pequeñas vaguadas y, sobre todo, a brezales xerófilos mixtos, que actualmente siguen dominando en las laderas donde se abrieron los huecos (**Figura 7**). Es muy probable que la mayoría de especies colonizadoras presentes en las escombreras procedan de dichas formaciones vegetales, a las que se suman los prados de fondo de valle y las formaciones ribereñas del arroyo de Valdecubiella y del arroyo Valdesamario.

Un reconocimiento no exhaustivo de las especies presentes permitió distinguir las que se enumeran a continuación. En el estrato herbáceo se identificaron las gramíneas *Dactylis glomerata*, *Bromus hordeaceus*, *Poa trivialis*, *Festuca elegans*, *Festuca arundinacea*, *Agrostis trunctula*, y *Arrhenatherum elatius*, entre otras. Se reconocieron también las leguminosas herbáceas *Trifolium pretense*, *Trifolium repens*, *Trifolium angustifolium* y *Medicago sativa*. Algunas de estas especies pratenses han sido recomendadas para las primeras fases de revegetación de escombreras en el Bierzo oriental (ITGE, 1997; Gamarra *et al.*, 2010). La alfalfa (*Medicago sativa*) es posiblemente la especie más abundante en la escombrera VALDESAMARIO 6 (**Figura 8**).

La citada escombrera presenta una menor cobertura de vegetación leñosa en comparación con algunas zonas del resto de escombreras, lo que puede ser debido a la presencia de la alfalfa (que según algunos autores ralentiza la sucesión ecológica en ciertas situaciones), o a la influencia del ganado vacuno, cuyo ingreso a la misma se reconoce por la existencia de deyecciones y sendas producidas por el pisoteo. Otras especies herbáceas presentes en este conjunto de escombreras son: *Rumex acetosella*, *Echium vulgare*, *Plantago lanceolata*, *Hypericum perforatum*, *Andryala integrifolia*, *Digitalis purpurea*, *Crepis capillaris*, *Senecio gallicus*, *Hieracium castellanum*, *Rumex induratus*, *Daucus* sp., *Verbascum lychnitis*, etc. No toda la superficie aparece cubierta por un estrato herbáceo continuo. Es más bien una alternancia de zonas con vegetación y claros más o menos grandes. Estos últimos coinciden con superficies muy compactadas, cubiertas de piedras grandes o de fuerte pendiente. Algunas de estas zonas son pequeñas depresiones que en la época de la visita presentaban manchas blanquecinas de sales. En estas, de modo semejante a lo que ocurría en la escombrera 126-II-3-005 de la zona del río Cúa, se pudieron reconocer *Agrostis trunctula* y *Rumex acetosella*.



**Figura 8.** Aspecto de la superficie de las escombreras de la parte central de la zona de Valdesamario (arriba) y de la plataforma superior de VALDESAMARIO 6 (abajo). Puede observarse el gran desarrollo que adquiere la especie *Cytisus scoparius* en algunos rodales (en primer plano de imagen superior), así como la presencia de diversos árboles dispersos al fondo. En la imagen inferior destaca el color verde de la alfalfa (*Medicago sativa*) y el dominio de vegetación de carácter herbáceo.

Sobre esta especie de mosaico de claros y vegetación herbácea, es posible encontrar áreas con presencia de matas o arbustos, ya sean dispersos o agrupados. Entre las especies de carácter subfruticosa que pudieron reconocerse están *Helichrysum italicum* subsp. *serotinum*, *Lavandula stoechas* subsp. *sampaioana*, *Thymus mastichina*, *Cistus salvifolius*, *Halimium lasianthum* subsp. *alyssoides*, *Echinopartum bardanesii* y *Genistella tridentata*. También está presente la zarzamora (*Rubus ulmifolius*), incluso en posiciones de solana. Otro tipo de arbustos bastante bien representados son las ericáceas, tales

como *Erica arborea*, *Erica aragonensis*, y *Calluna vulgaris*. En determinados puntos, el matorral forma densos rodales, entre los que destacan algunos dominados por la retama negra (*Cytisus scoparius*), la cual forma auténticas islas de vegetación densa a cuyo amparo acuden otras especies, formándose lo que se han denominado islas de fertilidad (Garner & Steinberg, 1989). Además de la citada retama, también se reconocieron otros arbustos retamoides, tales como *Adenocarpus complicatus*, *Genista florida*, *Genista falcata*, *Cytisus multiflorus* y *Cytisus striatus*. Algunas de ellas también han sido consideradas de interés para la revegetación de estériles mineros en el Bierzo oriental (ITGE, 1997; Gamarra *et al.*, 2010), y pueden estar jugando un papel importantísimo en la estabilización y mejora de estos terrenos, por la capacidad de fijación de suelos, el aporte de N y la enorme capacidad de producción de semillas de estas especies.

Entre las especies arbóreas, se reconocieron el melojo (*Quercus pyrenaica*) y el pino albar (*Pinus sylvestris*), este último según un marco de plantación más o menos regular. Todos los ejemplares vistos de estas dos especies no alcanzan todavía el tamaño de muchos de los ejemplares de retama negra presentes. Por último, en el área de Valdesamario, es posible encontrar algunos ejemplares de gran porte de una especie que se identificó tentativamente como *Salix × quercifolia* (híbrido de *Salix caprea* y *S. atrocinerea*), por sus características intermedias, aunque la clasificación debe ser tomada con cautela (**Figura 9**). Como ya se dijo, estas especies pueden tener gran utilidad en la estabilización de taludes en zonas no excesivamente secas, incluso en posiciones alejadas de cauces, lo que ha quedado demostrado en la zona estudiada y en numerosos otros ejemplos que pueden documentarse en el Bierzo.



**Figura 9.** En el centro de la imagen se observan ejemplares de lo que parece ser *Salix × quercifolia*, arraigados en posiciones en pendiente sobre los taludes de la escombrera VALDESAMARIO 6.

### **3. 3. MINERÍA DE CARBÓN EN LA ZONA DE UTRILLAS-PORTALRUBIO**

La zona carbonífera de Teruel, en sentido amplio, es otra de las otras zonas históricas de importancia donde la explotación de carbón ha dejado una impronta de gran envergadura. La minería a cielo abierto, desarrollada inicialmente a partir de los años setenta del pasado siglo, en consonancia con la producción de electricidad, tuvo una verdadera explosión de apertura de minas en la primera mitad de los años ochenta. Aunque durante los años noventa se desarrollaron importantes proyectos de rehabilitación en muchas minas, algunos de ellos ejemplares, también existe un legado de huecos mineros, entre los que cabe destacar la conocida como Corta Santa Lucía, así como escombreras interiores y exteriores sin restaurar, afectadas por importantes fenómenos erosivos. Los trabajos de caracterización de residuos mineros llevados a cabo se centraron en la subzona occidental de la zona carbonífera de Teruel.

#### **3. 3. 1. Características generales del medio**

Tanto las minas situadas en las proximidades de la población de Utrillas como la Corta Santa Lucía, que se encuentra ubicada en las cercanías de Cuevas de Portalrubio, quedarían englobados dentro de la denominada cubeta sedimentaria de Utrillas

(Querol, 1990), o dentro de la subzona occidental de la zona carbonífera de Teruel (IGME, 1985). La información básica sobre la zona que en la actualidad se corresponde aproximadamente con la citada cubeta ha sido obtenida a partir de la actualización sobre recursos de carbón del IGME (1985), el estudio de Alloza *et al.* (1991), el mapa y la memoria correspondiente a la hoja de Daroca (1996), del Mapa Forestal de España, así como otras referencias que aparecen citadas más abajo.

De la geología de la zona carbonífera de Teruel, interesan principalmente los sistemas Aptiense y Albiense, pues los carbones se localizan en el techo del Aptiense y su tránsito hacia el Albiense, en la denominada Formación Escucha. Dicha formación se sitúa estratigráficamente entre las plataformas carbonatadas urgonianas del Aptiense inferior (Formación Villarroya, en la zona) y las plataformas carbonatadas del Cretácico Superior. La Formación Villarroya, está formada principalmente por calizas de colores grises o beige, bioclásticas, oolíticas o micríticas, con intercalaciones de margas y margocalizas. A techo se encuentra una serie de margas gris-verdosas, areniscas ocreas y calizas margosas, sin ningún nivel carbonoso y con una fauna de lamelibranquios, gasterópodos, orbitolinas y algunos ammonites. Se trata de un Bedouliense-Gargasiense marino con una potencia variable (20 m en Aliaga y 13 m en Utrillas). A techo de esta serie se encuentra la Formación Escucha, de edad Gargasiense superior-Albiense inferior. Se trata de una unidad siliciclástica muy heterolítica y con capas de carbón, que incluye potentes tramos de facies arenosas. Especialmente, hacia la parte superior de la Formación Escucha se produce un incremento sustancial de los tramos siliciclásticos, mostrando características muy similares a los de la Formación Utrillas.

Concretamente en el área de Utrillas, al sur de dicha localidad, se realizó un corte en el que, en síntesis, aparecen 126 m de areniscas ocreas, margas gris-verdosas y calizas margosas sin niveles carbonosos, todas ellas por encima del último banco de toucasias. A continuación de este primer tramo estéril, se considera un segundo tramo de 224 m, con alternancias de arcillas más o menos arenosas de colores abigarrados, frecuentes restos carbonosos y yesos, arenas de cuarzo de grano grueso a muy fino con colores predominantemente grises y ocreas, y margas arenosas de color ocre. En este tramo aparecen las llamadas capas productivas 4ª, 5ª y 6ª. El tercer tramo, o tramo superior,

es una serie muy monótona en la que alternan con regularidad niveles duros y blandos, todos ellos muy detríticos y fosilíferos. Se sitúan aquí las capas 1ª, 2ª y 3ª. En líneas generales, esta alternancia está formada por bancos de areniscas bien estratificados con potencias de 0,5 m a 1 m (siendo de 5 m la del banco de la base, que se ha tomado como horizonte guía para separar las dos formaciones productivas), arcillas arenosas pardas, ocre y grises, carboneros, arenas arcillosas de color gris a negro, arenas blancas, ocre y rojizas, y arenas finas y blancas, terminando con un banco de 15 a 20 m de potencia, que sirve como guía para separar este tramo de la serie estéril superior perteneciente ya a la Formación Utrillas. En conjunto este tercer tramo presenta una potencia de 80 metros.

Querol *et al.* (1993) interpretaron que el registro sedimentario de la Formación Escucha se presenta de forma compartimentada en seis cubetas separadas por umbrales de sedimentación. Una de ellas sería la denominada Cubeta de Utrillas, en la que existen dos áreas de interés minero (áreas de Utrillas-Escucha y de Portalrubio). El estudio de estériles mineros llevado a cabo se ubica en la segunda de estas dos áreas.

Recientemente, Rodríguez-López *et al.* (2009) han interpretado de manera distinta la estratigrafía y sedimentología de las formaciones Escucha y Utrillas de la Cordillera Ibérica. Reconocen un sistema desértico arenoso que se desarrolló sobre una Superficie de Discontinuidad Regional, situada estratigráficamente dentro del registro de la Formación Escucha, que marca la desaparición regional de los tramos de carbón que se han explotado en la Comarca de las Cuencas Mineras de Teruel. Esta Superficie de Discontinuidad Regional separa dos sucesiones sedimentarias: una Sucesión Sedimentaria Inferior (SSI), formada principalmente por arcillas y limos que contienen tramos de carbón, areniscas y carbonatos y una Sucesión Sedimentaria Superior (SSS) formada por areniscas y en menor proporción por arcillas y limos grises. La Sucesión Sedimentaria Inferior (SSI) abarcaría la parte inferior y media de la Formación Escucha de Pardo (1979), contendría los tramos de carbón, y se ubicaría entre las plataformas urgonianas en la base y la Superficie de Discontinuidad Regional (SDR) en el techo. Esta Sucesión Sedimentaria Inferior tiene una edad Aptiense superior-Albiense inferior. La Sucesión Sedimentaria Superior (SSS) incluiría areniscas, limos y arcillas de la parte

superior de la Formación Escucha y las areniscas, limos y arcillas de la Formación Utrillas, formando el primer sistema desértico arenoso cretácico de Europa. Esta Sucesión Sedimentaria Superior se encuentra comprendida entre la Superficie de Discontinuidad Regional (SDR) en su base y las plataformas carbonatadas del Cretácico Superior en su techo, y sería de edad Albiense inferior-Cenomaniense inferior.

Las formas más características de los relieves sobresalientes en la zona de Utrillas-Portalrubio son las de tipo estructural, como la Muela de Montalbán, la Sierra de San Just, la Muela Carbonera, el Pico Morteruelo, etc. Los principales relieves, en forma de altiplanicies, son defendidos por los citados materiales carbonatados cretácicos resistentes en la parte alta o superior, frente a la intensa denudación producida sobre los materiales menos resistentes. Existen pocos ejemplos de formas de acumulación recientes, pudiendo citarse únicamente los glacis situados al pie de los resaltes de San Just y Muela Carbonera, junto con algunos derrubios de ladera y pequeños restos de terrazas en el Río Martín, en el Río de Las Parras y en el Río Mena.

El clima de las zonas mineras que interesan, tanto la de Utrillas y como la de Cuevas de Portalrubio, puede estudiarse a partir de los datos de las estaciones de Montalbán, Aliaga, Cuevas de Almodén, Palomar de Arroyos y Portalrubio. Montalbán es la más cercana a los terrenos restaurados por la empresa Minas y Ferrocarriles de Utrillas (MFUSA), pero está situada por debajo de la altitud media de la zona de interés, como señalan Barrón *et al.* (2002), y separada por un accidente geográfico bastante neto, formado por el encadenamiento de El Cabezudo y la Muela de Montalbán. Posiblemente, a la hora de tomar una referencia más clara para establecer las características climáticas de la zona de trabajo sea mejor elegir Palomar de Arroyos y Portalrubio. Cuevas de Almodén y Aliaga pueden representar mejor el clima de las parameras situadas al sur, detrás de la Sierra de San Just, que será previsiblemente más frío y continental que en Utrillas y Cuevas de Portalrubio.

La temperatura media anual es de 14,3 °C en Montalbán, mientras que es de 9,3 °C en Aliaga y Cuevas de Almodén, rondando los 10 °C en Palomar de Arroyos y Portalrubio. Son destacables las marcadas diferencias entre las temperaturas invernales y estivales.



El clima es Continental en todas las estaciones según Gorczynski, aunque según los criterios de Kerner, en Montalbán sería Semimarítimo, lo que diferencia a esta estación del resto, posiblemente por la separación geográfica antes mencionada. En Montalbán el periodo frío es de seis meses, con heladas posibles entre octubre y abril, mientras que en Aliaga las heladas son posibles entre octubre y mayo, con un periodo frío de ocho meses.

La precipitación anual en toda el área oscilará entre los 500 y 600 mm. La estación más seca es Montalbán (con 486 mm), y la más húmeda es Portalrubio (592 mm). El clima en toda el área ha de ser predominantemente Seco, aunque en la estación de Portalrubio sería ya Subhúmedo, por superarse los 550 mm de precipitación anual. Atendiendo a los criterios de De Martonne, gran parte de este territorio debe considerarse Subhúmedo, pues lo son todas las estaciones, a excepción de Montalbán, que se sitúa en el límite con el tipo Mediterráneo semiárido. La estación más húmeda es el otoño en todas las estaciones salvo en Portalrubio, donde la estación más húmeda es la primavera, casi igualada con el otoño. La estación más seca, en todos los observatorios, es el invierno, aunque en Portalrubio el valor de precipitación es ligeramente superior al del verano. La distribución de la precipitación a lo largo del año es relativamente favorable, no existiendo ningún valor mensual inferior a 20 mm en ningún observatorio. Los valores de evapotranspiración potencial oscilan entre 670 y 690 mm anuales en las estaciones de Palomar de Arroyos, Cuevas de Almudén y Portalrubio, mientras que rondan 870 mm en Montalbán. De la observación de los balances hídricos se deduce que la falta de agua es muy superior en Montalbán a la calculada en el resto de estaciones, con un total de cuatro meses secos y un periodo seco que se extiende desde junio a octubre. En el resto, el periodo seco se extiende a tres meses estando más o menos centrado en agosto. La falta total anual se acerca a 200 mm en estas estaciones, mientras que en Montalbán llega a 385 mm. El índice de Turc, de productividad agrícola en seco, es bastante bajo en esta zona (entre 6-8), limitado más por el periodo frío que por la sequedad.

Desde el punto de vista biogeográfico, el área de Utrillas se sitúa en la Región Mediterránea, predominantemente en el piso Supramediterráneo, y posee un



ombroclima mayoritariamente Seco, aunque puede alcanzarse el ombroclima Subhúmedo en las cotas mayores. En función de la textura y espesor de los suelos, en este territorio es posible que concurren las circunstancias para que se den los edafoclimas Arídico y Xérico de la clasificación americana. Los tipos de aridisoles que intuitivamente pueden ser más comunes en el área de Utrillas son Typic y Lithic Haplocalcid, con presencia de horizonte cálcico, y Typic y Lithic Torriorthent, sin horizontes distintivos de ningún grado de evolución. La iluviación y acumulación profunda de carbonatos secundarios, a la que alude la denominación de Calcids, puede puntualmente ser de tal naturaleza que se hayan formado costras calizas, en cuyo caso es posible encontrar Typic y Xerollic Petrocalcids. Los suelos de edafoclima xérico en este área podrán variar entre Typic y Lithic Xerorthent hasta Typic y Lithic Calcixerepts. También, puntualmente, y muy ligados al tipo de material de origen, se pueden encontrar Salids, con presencia de sales, y Torripsaments, asociados a las arenas del Albiense. Por último, ligados a los cauces de arroyos, pueden darse Typic Torrifluent y Typic Xerofluent. Es importante mencionar que el pH de los suelos naturales en Utrillas puede llegar a ser bastante alcalino, alcanzando valores de hasta 9,01, lo que denota la presencia de carbonatos y/o sales (Arranz González, 2007).

La vegetación original en el entorno de la Corta Santa Lucía (Cuevas de Portalrubio) y de las minas de Utrillas es netamente de carácter mediterráneo y xerófilo (Barron *et al.*, 2002). Se han reconocido, básicamente, tres tipos de formaciones vegetales teóricamente potenciales. Una de ellas se corresponde con los quejigares basófilos supra y mesomediterráneos de *Quercus faginea*. También estarían bien representados los sabinares de carácter supramediterráneo con *Juniperus thurifera*. Posiblemente la formación original más extendida, ocupando buena parte de los terrenos de los municipios de Pancrudo, Utrillas y Escucha, fuera el encinar basófilo supramediterráneo. La encina (*Quercus rotundifolia*) sería el árbol dominante, acompañada de la sabina albar (*Juniperus thurifera*), el enebro común (*Juniperus communis*) y, esporádicamente, *Crataegus monogyna*, *Rosa agrestis*, *Rosa micrantha*, *Genista scorpius*, etc. El mejor ejemplo de encinar en aceptable estado de conservación se observa en la ladera sur vertiente al llamado Barranco de Cocharro, cabecera del Río Mena, ocupando unas trescientas hectáreas.

Los quejigares, de los que se conservan algunos buenos ejemplos en zonas umbrosas y elevadas de la Sierra de San Just, y en umbrías situadas al Oeste de Portalrubio incluyen a *Quercus faginea*, *Rosa agrestis*, *Berberis hispanica*, etc. Los quejigares prefieren litologías menos calcáreas y se ven favorecidos sobre suelos desarrollados en conglomerados y areniscas. Los sabinares son ecosistemas relictos y resistentes, asociados a climas continentales de los que muchas veces han sido desplazados por los encinares supramediterráneos, quedando en las posiciones más rupestres y más frías de las altas parameras circundantes a las zonas de trabajo. Incluyen a *Juniperus thurifera*, *Juniperus communis* subsp. *hemisphaerica*, *Berberis hispanica*, *Rosa agrestis*, etc.

En toda la zona, la mayoría de la vegetación actual está muy alejada de la teóricamente potencial debido al aprovechamiento agrícola y ganadero bastante intenso que ha sufrido este territorio, como a la escasa capacidad de regeneración a partir de etapas degradadas de vegetación (Barrón *et al.*, 2002). Las transformaciones de la vegetación original han llevado a un actual predominio de aliagares, matorrales gipsófilos y lastonares con *Festuca hystrix*, *Dactylis hispánica* y *Koeleria vallesiana*, incluyendo especies propias de tomillar (*Thimus vulgaris*, *Thimus leptophyllus*) y de matorral como la aliaga (*Genista scorpius*), o plantas propias de erizales como *Erinacea anthyllis* y *Genista pumila*. A partes iguales, también son importantes las superficies dedicadas a barbecho y cultivos herbáceos de secano junto con los terrenos forestales. Destacan también las grandes superficies degradadas por la Corta Santa Lucía, sus escombreras, balsas e instalaciones, situadas en Cuevas de Portalrubio, la escombrera de Murciélago (Utrillas) y la escombrera del Valle de las Cenizas (Escucha), junto a las importantes superficies en proceso de recuperación tras los trabajos de rehabilitación realizados por Minas y Ferrocarriles de Utrillas, que mayoritariamente se encuentran en estado de erial, pastizal, barbecho o cultivo de cereal en secano.

### **3. 3. 2. Área de la Corta Santa Lucía**

La Corta Santa Lucía se sitúa entre los términos municipales de Pancrudo y Martín del Río, cercana a la población de Cuevas de Portalrubio, al pie de la denominada Sierra

Carbonera, sobre lo que fueron antiguas explotaciones de interior como Mina Flor, Mina Carmencita y Mina Salomé. El conjunto de superficies alteradas por dicha explotación alcanza un total del orden de 100 ha, incluyendo hueco, escombreras exteriores, balsas, instalaciones y superficies afectadas por residuos de lavadero. Se ven afectados también los cauces intermitentes del Barranco de Pérez y del Barranco de Calderón. La población más cercana es Cuevas de Portalrubio, situada a unos tres kilómetros del complejo principal de instalaciones. En la **Tabla 10** se muestran datos sobre la situación de las escombreras seleccionadas, y en la **Figura 10** se ofrece una imagen aérea del conjunto de la Corta Santa Lucía.

Instalación	X (m)	Y (m)	X (°)	Y (°)	Municipio	Provincia
LUCÍA 1	672.030	4.519.025	0,9606° W	40,8042° N	Pancrudo	Teruel
LUCÍA 2	671.920	4.519.080	0,9619° W	40,8047° N	Pancrudo	Teruel
LUCÍA 3	670.876	4.519.096	0,9742° W	40,8051° N	Martín del Río	Teruel

**Tabla 10.** Coordenadas UTM y en grados decimales (en base el sistema de referencia ETRS 89 y referidas al huso 30) de un punto aproximadamente centrado sobre cada una de las escombreras del área de la Corta Santa Lucía.



**Figura 10.** Imagen aérea de las escombreras estudiadas en el área de la Corta Santa Lucía. Modificada de Google Earth.

La primera zona de muestreo está representada por la muestra compuesta LUCÍA 1. Presenta una plataforma superior ligeramente inclinada hacia el norte y muy plana, sin vegetación y con abundantes regueros de erosión. La escombrera LUCÍA 2 se podría considerar un recremento de la escombrera representada por LUCÍA 1, estando conectada con ésta por un talud de suave pendiente (**Figura 11**). Recibe influencia de la escorrentía y sedimentos procedentes de los taludes de la corta sobre los que se apoya situados en su límite sur. En IGME (2003) se describía como una matriz de color pardo grisáceo oscuro en seco (2,5Y 4/2), con precipitados blancos en superficie y fragmentos rocosos compuestos mayoritariamente de arenas arcillosas y arcillas arenosas consolidadas y restos de carbón, irregulares, angulosos y planos. La textura no pudo ser determinada en el laboratorio por la imposibilidad de dispersar la muestra dado el contenido en sales. Se estimó al tacto como Franco-arcillosa. El porcentaje de elementos gruesos de la muestra fue 64,4%, en peso.



**Figura 11.** Perspectiva de las superficies muestreadas en la Corta Santa Lucía (Pancrudo y Martín del Río, Teruel). Se puede observar los colores muy oscuros de los materiales y la ausencia absoluta de vegetación colonizadora.

La escombrera LUCÍA 1 presenta una plataforma superior casi llana y muy plana, sin vegetación, y con abundantes regueros de erosión y cárcavas que se conectan con el fondo de la corta. Según IGME (2003), se componía de una matriz Arcillo-arenosa (al tacto), de color gris muy oscuro en seco (2,5Y 3/2), con manchas blanquecinas de sales. Presentaba manchas blancas en superficie. La mayoría de los fragmentos rocosos presentes se componían de arenas arcillosas y arcillas arenosas consolidadas y restos de carbón, irregulares, angulosos y planos. El porcentaje de elementos gruesos de la muestra fue del 57,6% en peso.

La escombrera LUCÍA 3 es de forma alomada. Tiene apariencia de residuos de lavadero vertidos de modo casi fluido. No presenta vegetación. Según IGME (2003), los fragmentos gruesos se componían de arenas arcillosas y arcillas arenosas consolidadas y restos de carbón, irregulares, angulosos y planos. El porcentaje de elementos gruesos de la muestra en peso fue 41,5%. Al tacto, la matriz aparentó ser Arenoso-franca, de color negro en seco (N 3/2). Los elementos gruesos de ésta, que en general eran de pequeño tamaño, presentaban a veces cantos areniscosos blandos de colores abigarrados claros, dominados por el amarillo (10YR 7/6). En algunos fragmentos de aspecto pizarroso se apreciaron caras teñidas de color amarillo pálido (5Y 7/4).

Las muestras tomadas recientemente en estas áreas manifiestan una mineralogía dominada por cuarzo y silicatos, con presencia de yeso, que puede ser primario o secundario, puesto que este mineral se ha reconocido entre las capas de carbón de la Formación Escucha, y otros minerales de origen claramente secundario, tales como jarosita y goethita, típicos productos de la oxidación de los sulfuros. La goethita solo se detectó a nivel de indicios, y no está claro que pueda estar realmente presente, dado el pH de las muestras.

La **Tabla 11** muestra algunos parámetros edáficos de los materiales estudiados, los cuales están extraídos del estudio realizado por el IGME (IGME, 2003), junto a una medida reciente de la conductividad eléctrica. La medida de la materia orgánica, como ocurre en muchos estériles de carbón, se presenta como algo difícil de interpretar. El valor obtenido en la muestra LUCÍA 3 fue de 24,1 %, lo que muestra claramente un ataque a la materia

orgánica fósil o a compuestos asociados, y este material orgánico no puede considerarse equivalente a la materia orgánica del suelo. De hecho, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) resultó ser relativamente baja en todas las muestras, lo que pone en duda que el contenido medido de materia orgánica sea totalmente activo. En este caso, y considerando otros parámetros que se describen más abajo, parece ser de aplicación el criterio de que un contenido superior al 10% de carbono orgánico medido por el método de Walkley-Black identifica estériles carbonosos problemáticos, los cuales deberían ser recubiertos con al menos una capa de un metro de materiales aptos para la revegetación, si se asumen las recomendaciones de WDEQ (1994).

MUESTRA	MO (%)	CIC (cmol(+)/kg)	Complejo de cambio (cmol(+)/kg)					CE (1/10) dS/m
			Ca	Mg	Na	K	Acidez	
LUCÍA 1	7,7	17,1	55,8	4,52	1,95	0,06	16,3	3,850
LUCÍA 2	7,2	12,6	60,3	4,05	1,83	0,11	14,6	3,900
LUCÍA 3	24,1	34,5	58,9	1,19	1,66	0,04	36,8	2,850

**Tabla 11.** Características químicas de las muestras de escombreras del área de la Corta Santa Lucía (IGME, 2003).

Los cationes básicos de cambio (Ca, Mg, Na y K) fueron determinados tras extracción con el método propuesto inicialmente, extracción en etapas sucesivas con disolución de acetato amónico 1N tamponada a pH 7. En lo que se refiere a estas muestras, la posible disolución de calcio y magnesio, procedentes de carbonatos o de otras sales, elevó anormalmente los contenidos medidos de estos elementos. Ello provocó que el balance entre cationes básicos y ácidos de cambio frente a la capacidad total de cambio no muestre ninguna concordancia. Por ello, en estas muestras resulta más conveniente la denominación cationes extraíbles con  $\text{AcNH}_4$  a pH 7, en lugar de cationes de cambio. Sin embargo, sí puede obtenerse una idea de la capacidad de intercambio catiónico total, que llega a ser aceptable en LUCÍA 3 y puede afirmarse que los valores obtenidos de la acidez de cambio resultaron ser extraordinariamente elevados (16,3, 14,6 y 36,8 cmol/kg), prácticamente el 100%.



La conductividad eléctrica en las escombreras de la Corta Santa Lucía permite calificarlas de suelos extremadamente salinos, a pesar de que el método de medida no es el más correcto, como ya se ha explicado. Para proyectar la corrección sería necesario disponer de un conocimiento más preciso del problema, realizando ensayos de medida de la CE en extracto de saturación o en extractos 1:5. En cualquier caso, la corrección de la salinidad es posiblemente inviable, y parece que la sequedad del medio unida a la salinidad, serían motivo suficiente para explicar la ausencia de colonización vegetal. Habría que tener en cuenta que, incluso en el hipotético caso de planificar una cobertura de los estériles mineros estudiados, empleando otros tipos de estériles mineros no carbonosos, sería necesario controlar la salinidad de estos, como se explica en Arranz-González (2007).

Observando los contenidos en azufre pirítico de la **Tabla 12**, se comprueba que son, posiblemente, los más elevados de todos los medidos en estériles de carbón en España. Es normal que las capas de carbón muy delgadas no se exploten, por lo que son consideradas parte de los recubrimientos en el proceso de explotación minera. Siempre, en las proximidades de las capas de carbón (desde el punto de vista estratigráfico), aparecen capas en las que se combinan materiales orgánicos y minerales. Por estas razones, los estériles procedentes de capas próximas al carbón suelen contener, en mayor o menor proporción, materiales carbonosos y minerales ligados a ellos, como los sulfuros de hierro. Se ha señalado que el contenido medio de azufre total de los carbones de la Formación Escucha está comprendido entre 6,1 y 6,5 % (Querol *et al.*, 1993). Dicha concentración es el triple del contenido medio mundial de azufre en carbón (Bertine & Goldberg, 1971). En cuanto a las fases minerales con azufre de estos carbones, los sulfuros de hierro (pirita y marcasita) son cuantitativamente de gran importancia, pudiendo llegar a concentraciones que superan el 10 % en peso (Querol *et al.*, 1993). Por ello, no es de extrañar que los esteriles mineros carbonosos estudiados posean elevadas cantidades de azufre pirítico, si se comparan con otros tipos de estériles de la minería de carbón. La **Tabla 12** muestra los resultados de la Contabilidad Ácido-Base obtenidos de IGME (2003). Según los criterios de SWG (1998) y RCT (1998a), el cálculo de la Contabilidad Ácido-Base incluyó la valoración de la acidez activa (acidez soluble y de intercambio), medida con una extracción con KCl (Thomas, 1982), al ser todas las

muestras de pH inferior a 6. Para el cálculo de la acidez potencial se empleó el factor multiplicador de 31,25 sobre el % de azufre pirítico, que es más correcto a pH inferior a 6,3 (Dold, 2010).

MUESTRA	pH <sub>agua</sub> 1/1	% S pirítico	AP (t CO <sub>3</sub> Ca /1000t )	NP (t CO <sub>3</sub> Ca /1000t )	AA (t CO <sub>3</sub> Ca /1000t)	ABA(t CO <sub>3</sub> Ca /1000t)
LUCÍA 1	3,87	0,93	29,1	135,4	8,2	98,1
LUCÍA 2	3,18	1,09	34,1	-0,9	7,3	-42,3
LUCÍA 3	2,18	4,54	141,9	-12,6	18,4	-172,9

**Tabla 12.** pH, azufre pirítico y cálculo del *Acid Base Account* de las de las muestras de escombreras de la corta Santa Lucía (IGME, 2003). AP: acidez potencial; NP: neutralización potencial; AA: acidez activa; ABA= NP-AP-AA.

El pH medido durante el estudio del IGME (2003) permitía calificar las muestras como ultra-ácidas o extremadamente ácidas. En análisis recientes, realizados sobre las mismas superficies, se han obtenido valores de 1,64, 1,44 y 1,52, respectivamente para LUCÍA 1, LUCÍA 2 y LUCÍA 3. Aunque existe una posible variación estacional, esta nunca llega a ser tan elevada como para explicar el cambio que se ha producido en la medida del pH con el paso de los años. Todo parece indicar que se ha seguido produciendo una acidificación que estaría de acuerdo con la contabilidad ácido-base de LUCÍA 2 y LUCÍA 3. Sin embargo, en LUCÍA 1 no era esperable tal acidificación, al obtenerse un valor muy positivo de la capacidad neta de neutralización. Esto puede deberse a diferencias reales derivadas del muestreo (aunque en ambas campañas se siguió el mismo patrón), o a un error en la medida de la capacidad de neutralización potencial del estudio del IGME (2003). Es sabido que, cuando se han alcanzado valores de pH inferiores a 3,5, la generación de acidez por cada mol de piritita restante es 4 veces superior a la de los sistemas con pH por encima de 3,5. En cualquier caso, la situación que indican estos valores de pH es la de una enorme descompensación entre materiales generadores de acidez y materiales neutralizantes, con abundante aluminio y hierro férrico solubles, en condiciones oxidantes. Es razonable pensar que el tiempo de agitación del ensayo influya, o que a mayor dilución se disuelva mayor cantidad de sulfatos ácidos de Fe y éste se hidrolice generando acidez. Como se verá, esto ocurre con otros tipos de residuos mineros. De



nuevo, la interferencia debida a las sales podría aconsejar el análisis del pH, según la citada norma ASTM (2007).

En las superficies representadas por LUCÍA 1, LUCÍA 2 y LUCÍA 3, la ausencia de colonización vegetal puede deberse a la elevada salinidad, a la baja capacidad de retención de humedad, y al color, además de la elevada acidez. Son en muchos aspectos semejantes a una serie de taludes de escombreras estudiados por Moreno de las Heras *et al.* (2008), así como a una parcela de muestreo sobre una escombrera descrita por Nicolás-Contreras (2010), ubicada en la provincia de Burgos, en la que también destaca la salinidad y la acidez de los materiales, así como la ausencia absoluta de vegetación, si bien las condiciones son bastante más extremadas en las zonas estudiadas en Santa Lucía, con la única excepción de la pendiente. Además, el carácter extraordinariamente ácido de estos materiales contrasta con el predominio de suelos calizos del entorno, por lo que existe la posibilidad de que las plantas generadoras de propágulos capaces de realizar una hipotética colonización (si existieran) no se encuentren en el entorno cercano. Esta interpretación también ha sido apuntada por Moreno de las Heras *et al.* (2008), argumentando que la principal razón de la ausencia de colonización vegetal en las escombreras abandonadas de la zona carbonífera de Teruel sea la dominancia en los alrededores de una flora de carácter basófilo. Probablemente, las condiciones tan extremas de pH y salinidad que se dan en Santa Lucía tampoco hubieran permitido una buena colonización en un entorno de vegetación acidófila.

En cuanto a contenidos en elementos traza, la **Tabla 13** reúne los datos obtenidos en muestreos recientes sobre las zonas seleccionadas en la Corta Santa Lucía. Incluyendo los resultados de aplicar el llamado índice de contaminación. Para ello se ha considerado como nivel de fondo el obtenido como cota superior de la mediana en el estudio sobre niveles de fondo y de referencia de elementos traza para la Comunidad de Aragón (IGME, 2008). Se han añadido algunos datos tomados del trabajo de López-Arias y Grau-Corbí (2004), referentes a un suelo situado en una localidad relativamente cercana a la zona. Puede observarse que ninguna de las muestras posee niveles que puedan considerarse muy altos de ningún elemento, especialmente si se compara con los valores que pueden encontrarse en residuos de minería metálica. Por ello, los valores de los índices IC

resultan muy bajos (señalados en verde en la **Tabla 13**). La posible dispersión de elementos contaminantes a partir de los residuos por erosión no puede considerarse un problema serio en términos generales, aunque merece la pena considerar los elementos individualmente.

	LUCÍA 1	LUCÍA 2	LUCÍA 3	Nivel de fondo <sup>a</sup>	Suelo de referencia <sup>b</sup>
As	<b>22,4</b>	<b>27,6</b>	<b>15,8</b>	14	
Cd	<0,5	<0,5	<0,5	0,2	0,4
Co	7,3	7,7	6,9	8	
Cr	<b>84,3</b>	<b>85,0</b>	<b>89,5</b>	41	10
Cu	<b>19,3</b>	<b>23,7</b>	<b>24,3</b>	14	10
Hg	--	--	--	0,02	0,03
Mo	<b>5,4</b>	<b>4,4</b>	<b>3,5</b>	2	
Ni	22,5	27,2	21,2	19	14
Pb	<b>40,3</b>	<b>32,6</b>	<b>27,6</b>	19	12
Se	3,2	3,7	3,7	0,7	
V	112	113	136	48	
Zn	34,6	<b>46,5</b>	21,4	39	41
IC	<b>2,1</b>	<b>2,2</b>	<b>2,2</b>		

**Tabla 13.** Concentraciones totales (mg/kg) de elementos medidos en las muestras de escombreras de la Corta Santa Lucía. En negrita los que superan el nivel de fondo. IC: índice de contaminación (Alberruche *et al.*, 2014). a) Nivel de fondo (cota superior de la mediana) según IGME (2008). b) Datos de un suelo en parcela de cultivo forrajero situado en la localidad de Fuenferrada, tomados de López-Arias y Grau-Corbí (2004).

Los contenidos totales de Cd medidos en las muestras son inferiores al nivel de detección de la técnica empleada (0,5 mg/kg), el cual es superior a los contenidos de Cd establecidos como referencia. En cualquier caso, no suponen un peligro importante desde el punto de vista de la contaminación de suelos y sedimentos por emisión de partículas sólidas, pues son inferiores a los valores que serían aceptables para suelos agrícolas (Kabata-Pendias, 1995), a lo establecido en las guías canadienses de calidad ambiental (CCME, 2007), o a los criterios de la RCT (1988b) para materiales superficiales

en procesos de rehabilitación. No obstante, estos residuos tienen potencial de contaminar las aguas con Cd, si se tiene en cuenta la fracción soluble (**Tabla 14**). Algo parecido puede decirse del Co, cuyos contenidos totales son inferiores al nivel de fondo, a los admisibles para suelos agrícolas (Kabata-Pendias, 1995), y al valor establecido en las guías canadienses de calidad ambiental para usos agrícolas (CCME, 2007). Sin embargo, considerando la solubilidad que presenta este elemento en estos residuos, puede suponer un cierto potencial de contaminación de las aguas.

	LUCÍA 1	LUCÍA 2	LUCÍA 3	Estándar de calidad de agua
Al	<b>243.000</b>	<b>242.000</b>	<b>389.000</b>	50
As	<b>17,5</b>	<b>15,9</b>	<b>17,0</b>	10
Cd	<b>4,27</b>	<b>6,73</b>	<b>2,22</b>	0,25
Co	<b>283</b>	<b>349</b>	<b>338</b>	20
Cr	<b>90</b>	<b>83</b>	<b>111</b>	50
Cu	<b>386</b>	<b>170</b>	<b>159</b>	10
Hg	<0,5	<0,5	<0,5	1
Mo	<0,8	<0,8	<0,8	70
Ni	<b>651</b>	<b>896</b>	<b>602</b>	20
Pb	<b>231</b>	<b>129</b>	<b>94</b>	10
Se	<b>30,3</b>	<b>32,3</b>	<b>31,4</b>	1
V	<b>11,9</b>	<b>46,5</b>	<b>50,3</b>	6
Zn	<b>1.536</b>	<b>2.064</b>	<b>762</b>	120
<b>CPP<sub>LAB</sub></b>	<b>457,6</b>	<b>456,3</b>	<b>719,2</b>	

**Tabla 14.** Concentraciones solubles ( $\mu\text{g/L}$ ) de elementos medidos en las muestras de escombreras del área de la Corta Santa Lucía. Estándar de calidad de aguas y CPP<sub>LAB</sub> (cociente promedio de peligrosidad), según Alberruche *et al.* (2014). En negrita los valores que superan el estándar de calidad de aguas.

El Mo supera el valor de fondo en todas las muestras. Comparando con los valores establecidos en EPA-Victoria (2007), son valores perfectamente aceptables en materiales superficiales de recubrimiento. Sin embargo, en LUCÍA 1 se supera el valor de 5 mg/kg que sería el límite aceptable por RCT (1988b) para materiales superficiales de

recubrimiento. No obstante, este elemento no puede suponer riesgo potencial para las aguas, si se tienen en cuenta los valores solubles (**Tabla 14**). El Zn supera el valor de fondo en una de las muestras, pero ninguno de los valores medidos de Zn puede considerarse muy elevado, pues son inferiores a los que normalmente se consideran máximos admisibles en suelos agrícolas (Kabata-Pendias, 1995). Comparando con las citadas referencias de RCT (1988b) y EPA-Victoria (2007), son valores perfectamente aceptables en materiales superficiales de recubrimiento. En cambio, este elemento puede suponer un alto potencial contaminante para las aguas, si se tienen en cuenta los valores medidos de Zn soluble (**Tabla 14**).

Las medidas de As, Cr, Cu Ni, Pb, Se y V en las muestras superan en todos los casos los niveles de fondo regional y los del suelo que sirve de referencia. Los valores de Cu, Ni, Pb y V de las muestras serían aceptables en usos agrícolas, según las guías canadienses (CCME, 2007), así como permitirían el empleo de estos materiales como recubrimientos, según RCT (1988b) y EPA-Victoria (2007). De ellos, el As supera en dos casos los contenidos admisibles para suelos agrícolas (Kabata-Pendias, 1995) y, en todos los casos, tanto el establecido por la EPA del estado de Victoria para materiales aptos como recubrimientos de residuos (EPA-Victoria, 2007), como el valor establecido en las guías canadienses de calidad ambiental para usos agrícolas (CCME, 2007). El Cr medido en todas las muestras es superior al establecido por la EPA del estado de Victoria para materiales aptos como recubrimientos de residuos (EPA-Victoria, 2007), así como el valor establecido en las guías canadienses de calidad ambiental para usos agrícolas (CCME, 2007). Por último, el contenido de Se medido en las tres muestras, es inaceptable desde el punto de vista de los usos agrícolas, aunque sería aceptable según los criterios del estado de Victoria para materiales aptos como recubrimientos de residuos (EPA-Victoria, 2007), pero no desde el punto de vista de RCT (1988b). Si se observan los valores solubles medidos de todos estos elementos (As, Cr, Cu, Ni, Pb, Se y V, en la **Tabla 14**) se concluye que estos residuos pueden representar una peligrosidad importante para las aguas, especialmente en lo que se refiere a Cr, Cu, Ni, Pb y Se, y también una elevada fitotoxicidad, especialmente debida a Cu y Ni. Sin embargo, es imposible saber si la total ausencia de vegetación se debe a los niveles solubles o a otras características ya comentadas. Si se considera, además, el extraordinario contenido en Al soluble,

consecuencia de la extremada acidificación sufrida por estos residuos, se puede afirmar que representan un elevado potencial para contaminar las aguas de su entorno, lo que queda reflejado en los valores del índice CPP<sub>LAB</sub>, que resultan muy altos para tratarse de residuos de minería de carbón y también para la generalidad de residuos mineros españoles. A ello, como es lógico, se suma también un elevado contenido en sulfatos solubles, que alcanza valores de 3.160, 2.880 y 3.330 mg/L, respectivamente para LUCÍA 1, LUCÍA 2 y LUCÍA 3. El catión mayoritario en las soluciones de lixiviación fue siempre el Ca, seguido del Mg.

Las condiciones extremadas de la superficie de estas escombreras impiden totalmente la colonización vegetal. Sin embargo, como ya se mencionó, en zonas recubiertas de sedimentos procedentes de los taludes de la corta en el límite Sureste de la zona de muestreo LUCÍA 2, se reconocen algunas plantas dispersas, de pequeña biomasa, que son capaces de establecerse sobre esa capa de sedimentos, incluso con espesores de pocos centímetros: *Dactylis hispánica*, *Plantago albicans*, *Santolina chamaecyparissus* y alguna otra.

### **3. 4. MINERÍA METÁLICA EN LA ZONA DE LA SIERRA DE CARTAGENA**

Los minerales existentes en la Sierra de Cartagena-La Unión han sido explotados desde tiempos remotos para la extracción de metales (Pb, Zn, Ag, etc.). La explotación reciente finalizó en el año 1991, sin que se realizaran labores de rehabilitación significativas hasta mucho tiempo después, la mayoría de ellas con carácter experimental. La concentración de instalaciones abandonadas de residuos mineros sin rehabilitar es posiblemente la mayor de toda la geografía española, algunas de las cuales destacan por su elevado riesgo para el medio natural y la población. En esta zona se han llevado a cabo muchos trabajos de investigación en tiempos recientes, a los que se suman los que modestamente alimentan en contenido de este apartado.

#### **3. 4. 1. Características generales del medio**

Las descripciones del medio natural correspondientes a esta zona han sido extraídas de

un trabajo anterior (Arranz-González, 1996), donde la información climatológica procede de datos tomados de la publicación "Caracterización Agroclimática de la Provincia de Murcia" (MAPA, 1990). También se ha consultado un capítulo publicado por Manteca y Ovejero (1992) referente a la geología minera.

La Sierra de Cartagena pertenece al dominio geológico de las Zonas Internas de las Cordilleras Béticas, que se caracterizan por estar constituidas por una serie de secuencias metamórficas superpuestas por diversos mantos de cabalgamiento originados durante la Orogenia Alpina, afectados por un metamorfismo decreciente de abajo a arriba, que, de acuerdo a su intensidad, se dividen en tres complejos: Nevado-Filábride, Alpujárride y Maláguide, si bien en la Sierra de Cartagena solo están representados los dos primeros.

El Complejo Nevado-Filábride es el conjunto más profundo del edificio interno. Está constituido por potentes series paleozoicas y triásicas, metamórficas, de micaesquistos grafitosos, gneises con turmalina, metagranitos, anfibolitas, etc. Está considerado como un "autóctono relativo" con respecto a los otros dos Complejos, aunque no tanto si se considera el conjunto de las Cordilleras Béticas. El Complejo Alpujárride contiene terrenos paleozoicos y triásicos, afectados por un metamorfismo de intensidad variable. En él predominan los esquistos, cuarcitas, filitas y sobre todo calizas y dolomías. Conforman las alineaciones montañosas de la cornisa litoral del sur de la región murciana, desde Águilas a la Unión, siendo su formación carbonatada uno de los metalotectos más importantes de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión. Estos materiales sufrieron una importante erosión durante el Terciario y posteriormente fueron recubiertos por una formación margosa-detritica de edad Mioceno. Tras el Neógeno hay una importante fase de fracturación, seguida de fenómenos volcánicos y levantamiento de la Sierra, y posteriormente el desmantelamiento erosivo preactual.

En la Sierra Minera de Cartagena-La Unión se distinguen, desde un punto de vista morfológico, los siguientes tipos de mineralizaciones (Manteca y Ovejero, 1992): los "mantos", masas y cuerpos estratoides, las diseminaciones en el Mioceno, y las estructuras filonianas, stockworks y filones asociados a vulcanitas. De todos esos tipos de mineralización, los "mantos" son los que han constituido el principal recurso mineral y los

que han permitido el desarrollo de las grandes explotaciones a cielo abierto. Existen dos tipos principales, con diferentes posiciones estratigráficas: “primer manto” y “segundo manto”. Las mineralizaciones presentes indistintamente en los mantos son de dos tipos principales: cuerpos más o menos estratoides, constituidos en un caso por masas de greenalita-magnetita y carbonatos con sulfuros dispersos (“manto de silicatos”) y, en otros, por sulfuros diseminados, en hiladas o masivos, dentro de una formación clorítica (“manto piritoso”), asociada también a carbonatos y sílice. En ambos casos, los carbonatos predominantes son siderita y variantes de esta conteniendo Zn y Mn.

El manto superior o “primer manto” se sitúa a la base del paquete carbonatado de la llamada unidad de San Ginés (complejo Alpujarride), asociado espacialmente a las doleritas. Aparece básicamente desarrollado en la zona central (cortas Emilia-San Valentín-Tomasa), sobre un área de unos 10 km<sup>2</sup>. Fuera de dicha zona, solo se encuentra en la zona este (minas El Llano, Buen Consejo o Julio César) y en alguna pequeña zona aislada. Sus características indican un fenómeno de reemplazamiento metasomático, particularmente claro en el tipo “manto de silicatos”, donde la masa greenalítica conserva las estructuras originales de la roca.

La llamada Unidad de Portmán (Alpujarride) está compuesta por términos similares a los de la unidad anterior, sobre la cual se superpone, a excepción de la vertiente meridional y otros sectores de la sierra, en donde la unidad de Portmán bisela a la de San Ginés infrayacente, llegando a apoyarse directamente sobre el Nevado-Filábride. La base, asignable al Permotrías, está formada por filitas de tonos fuertes rojo-violáceos con intercalaciones de cuarcitas y algunos lentejones de yeso. Existen también algunos episodios carbonatados de pequeño espesor y desarrollo y eventualmente algunos conglomerados. A esta unidad pertenecen las mineralizaciones que han sido explotadas en las inmediaciones del Cabezo Rajao-Llano de la Unión, y a diferencia de la unidad de San Ginés no ha sido intersectada por rocas subvolcánicas.

El manto inferior o segundo manto se sitúa al nivel de los mármoles del Nevado-Filábride. Aparece sobre un área muy extensa del orden de 40 km<sup>2</sup>, de forma aproximadamente elíptica, con su eje mayor según la dirección NNE-SSO y centrada sobre la zona del Sancti

Spiritu (Cantera San Valentín). Este cuerpo tiene un carácter estratiforme, concordante con las rocas encajantes y con sus estructuras de esquistosidad y plegamiento. Los espesores varían normalmente entre 3 y 25 m, en aparente relación en unos casos con estructuras de plegamiento (engrosamiento en zonas axiales) y con fracturas, en otros casos.

Con posterioridad a las fases principales de la orogenia alpina, se desarrolla en la región un conjunto de cuencas restringidas durante el Neógeno, una de las más importantes es el Campo de Cartagena, a la cual pertenecen los materiales del borde norte de la Sierra de Cartagena. En el resto de la Sierra, el Neógeno queda reducido a manchas diseminadas. De edad miocena son las rocas subvolcánicas calcoalcalinas (andesitas, riolitas, etc) y extrusivas (basaltos) de la zona norte de la Sierra de Cartagena. Asociadas a este magmatismo se encuentran algunas de las importantes mineralizaciones del Cabezo Rajao. En general, el Neógeno presenta interés económico por cuanto que encierra importantes mineralizaciones (como por ejemplo Los Blancos), que aparecen diseminadas en las diferentes litologías, existiendo una concentración preferencial conforme al aumento de la granulometría de los materiales. Es característico en los niveles conglomeráticos el reemplazamiento de los cantos calizos por sulfuros, que adoptan el aspecto de falsos cantos (conocidos por los mineros con el nombre de "almendralón").

El clima de la zona es cálido, en razón de su situación geográfica y la proximidad al Mediterráneo. La temperatura media anual ronda los 18 °C en los observatorios cercanos de Cartagena-Puerto (al oeste), el Algar (al norte) y Cabo de Palos (al este). Solo puede considerarse frío el mes de enero, existiendo en este mes algún riesgo de que se produzcan heladas muy poco intensas. Según los criterios de Gorczynski, el clima es continental cercano a semimarítimo. Esta aparente incoherencia, dada la cercanía del mar, ocurre en toda el área Sur y Sureste de España, donde la isolinia de valor 20 de Gorczynski se aproxima mucho a la costa, pudiendo emplearse la calificación de "submarítimo" o marítimo mediterráneo. La razón de esta relativa continentalidad de la franja Sur-Sureste Mediterránea se debe a la aridez, la cual actúa potenciando los contrastes térmicos.



Los datos pluviométricos varían entre 288 mm en Cartagena y 337 mm en Cabo de Palos. El otoño es la estación más lluviosa, seguida del invierno. El mes más lluvioso suele ser octubre o noviembre, que centran la época lluviosa. El mes más seco es julio en todas las estaciones cercanas. Por otro lado, en las proximidades de la costa, la escasez de precipitaciones se ve atenuada por la condensación por nieblas, a la vez que la humedad ambiental puede hacer descender enormemente la evapotranspiración potencial (ETP), aumentando la disponibilidad de agua para las plantas. Los datos de ETP anual varían entre 856 mm/año en Cabo de Palos y 906 mm/año en El Algar. De la realización de los balances hídricos se deduce que la falta anual de agua oscila entre 520 y 595 mm. Toda la zona se ve sometida a un período seco muy prolongado (entre mayo y septiembre), debido a que las temperaturas son relativamente altas durante todo el año y a las bajas precipitaciones. Según el índice de aridez de De Martonne, la zona puede considerarse Semiárida de tipo mediterráneo. El índice de Turc para el secano ronda el valor de 6, siendo de los menores de nuestra geografía. Según la clasificación de Rivas-Martínez, el clima es netamente Mediterráneo. Todos los observatorios cercanos se encuentran en el piso Termomediterráneo, con un ombroclima Semiárido.

Del análisis de los datos climáticos se infiere que, en las estaciones de Pozo Estrecho, Cartagena y Cabo Tiñoso (en esta estación la reserva es incluso nula todo el año), se cumplen los criterios que definen el edafoclima Arídico. El Algar y Cabo de Palos se comportan de modo algo diferente porque las lluvias invernales son ligeramente mayores, por lo que el edafoclima en Cabo de Palos y El Algar puede considerarse como Perxérico (ó xérico seco), estando entre medias del Xérico propiamente dicho y el Arídico. Desde un punto de vista práctico, de modo general, el edafoclima de la zona debe considerarse Arídico. Únicamente, en puntos en los que, a través de un aporte de agua de escorrentía suplementario a la lluvia directamente caída, puede darse un mayor aprovechamiento de la capacidad de reserva de los suelos.

Los suelos de toda la Sierra Minera estarán normalmente incluidos dentro del orden Aridisoles de la clasificación americana o dentro de los grandes grupos Torric, para los suelos menos evolucionados (Entisoles). El carácter fundamental de estos suelos es la falta de agua útil para las plantas durante largos períodos de tiempo a lo largo del año.

La falta de agua determina un crecimiento escaso de la vegetación, aun estando ésta adaptada a la aridez. Normalmente presentan un horizonte superficial de color claro (óchrico). En las posiciones en ladera el espesor de dicho horizonte es normalmente delgado debido a los procesos de erosión. Esto determina que los suelos dominantes pertenezcan al gran grupo Torriorthent, normalmente Typic Torriorthent en aquellas laderas donde la erosión no ha sido tan intensa como para respetar un espesor de suelo de 50 cm o mayor. Cuando la erosión ha superado a la edafización, hasta el punto de reducir el espesor de suelo a menos de 50 cm, aparecerá Lithic y Lithic Ruptic Torriorthent.

Intercalados con los suelos citados aparecen otras tipologías de Aridisoles que, ya sea por ocupar posiciones más estables, o por haber conservado mayor cobertura vegetal, permiten reconocer horizontes internos que expresan una mayor evolución edáfica. Entre ellos, dominan los tipos de la clasificación USDA Typic Haplocalcid y Lithic Haplocalcid, ambos con un horizonte cálcico por debajo del horizonte superficial de color claro. En ellos ha tenido lugar un enriquecimiento de carbonatos secundarios identificables a través de formas nodulares o pulverulentas. Limitados a las zonas más bajas, sobre los sedimentos de origen cuaternario (abanicos, coluviones, y sedimentos fluviales de ramblas) aparecen suelos en los que debido a la posición favorable en relación con el aporte de agua por escorrentía, es posible encontrar Typic Haplocambid, en el que las limitaciones por falta de agua se reducen. A estos acompañan Typic Torriorthent y Typic Torrifluent (ramblas) muy influidos por la dinámica actual de erosión-sedimentación.

Prácticamente todo el área se sitúa en los dominios de un tipo de vegetación teóricamente potencial que es propio del Sureste semiárido y árido español, caracterizada por la presencia destacada del llamo cornical (*Periploca angustifolia*). La etapa de mayor madurez sería un matorral espinoso, más o menos espeso, dominado por el cornical (*Periploca angustifolia*), acompañado por la esparraguera (*Asparagus horridus*), el espino negro (*Rhamnus lycioides*), el arto (*Maytenus senegalensis*) y el palmito (*Chamaerops humilis*), con pies dispersos de acebuche (*Olea sylvestris*) y algarrobo (*Ceratonia silicua*) en puntos de mayor humedad edáfica. El límite

septentrional de este tipo de matorral pasaría un poco más al norte del enclave conocido como Sancti Spiritu, aproximadamente por el paraje denominado La Esperanza (cerca de la corta Brunita). En la actualidad, esta formación vegetal es reconocible en escasos puntos debido a la degradación sufrida en todo el entorno.

La presencia de especies tan particulares como el araar (*Tetraclinis articulata*) y la retama espinosa (*Calicotome intermedia*), en puntos normalmente asociados a los afloramientos de rocas calizas, ha sido interpretada como exponente de una subasociación, aunque también se ha reconocido como una formación madura propia del piso termomediterráneo semiárido en la que están presentes, además, el pino carrasco (*Pinus halepensis*) y el palmito (*Chamaerops humilis*).

La distribución de los cornicales sigue fielmente las variaciones del parámetro continentalidad, en relación con las otras formaciones maduras del piso termomediterráneo. La influencia moderadora del viento marino, creador de un microclima más acojedor, con humedad relativa más elevada y con menos amplitud térmica a lo largo del año, deja de apreciarse a sotavento de las mayores elevaciones costeras. Por ello, en los terrenos de la cara norte de la sierra la formación teóricamente madura son lentiscales con *Pistacia lentiscus*. Estos se pueden describir como un matorral impenetrable de lentisco (*Pistacia lentiscus*), acompañado de espinos, acebuches y esparragueras. La degradación que ha sufrido, especialmente por la minería, hace que actualmente sea casi irreconocible, salvo por la presencia de algún lentisco.

También están presentes espartizales termo y mesomediterráneos inferiores, que se asientan sobre suelos de distinta naturaleza, pero siempre que posean cierta profundidad. Está dominado por *Stipa tenacissima*, a la que acompañan algunas pequeñas gramíneas (*Dactylis hispanica*, *Helictotrichon tenuifolium*) y geófitos (*Distichoselinum tenuifolium*, *Lapiedra martinezii*, *Allium sphaerocephalon*). Se ha aceptado tradicionalmente que estos espartizales representan la primera etapa de degradación del matorral alto dentro del piso termomediterráneo, en la zona de estudio. En la actualidad no se encuentran espartizales bien desarrollados, sino pequeñas manchas de pocos metros cuadrados y ejemplares aislados.

Otras formaciones más o menos importantes en la Sierra de Cartagena son (entre otras):

-Los lastonares termo-mesomediterráneos inferiores, endémicos de la provincia Murciano-Almeriense, que se desarrollan sobre suelos pedregosos no muy profundos. Están dominados por la gramínea camefítica *Brachypodium retusum*, a la que acompañan otras gramíneas (*Dactylis hispanica*, *Helictotrichon tenuifolium*), algunos geófitos (*Serratula flavescens* subsp. *mucronata*, *Dipcadi serotinum*) y caméfitos (*Ruta angustifolia*, *Thymus hyemalis*). En la zona de estudio ocupa aquellos suelos que no han sido alterados por la actividad minera, e incluso comienza a colonizar los que hace tiempo no han sido removidos.

-Los tomillares desarrollados sobre suelos degradados, dominados por caméfitos fruticosos, entre los que destaca *Thymus hyemalis*, *Helianthemum almeriense* subsp. *scopulorum*, *Teucrium capitatum* subsp. *gracillinum*, *Fumana ericoides*, *Paronychia suffruticosa*, *Helichrysum decumbens*, y caracterizado por la presencia de dos endemismos locales: *Sideritis pusilla* subsp. *carthaginense* y *Teucrium carthaginense*. En la zona de estudio se halla bien representado en lugares no afectados directamente por la actividad minera. También se encuentra como colonizador en zonas alteradas, pero en este caso muy empobrecido en especies.

-Los jarales de *Cistus monspeliensis*, que se sitúan en laderas con orientación norte, en las que existe una menor evapotranspiración. En la zona de estudio solamente se pueden observar algunos ejemplares en las áreas más elevadas de la parte septentrional. En zonas próximas está bastante extendido, alcanzando elevadas densidades en determinadas umbrías en los alrededores de la Peña del Aguila.

-Pastizal viario y de zonas nitrificadas, ricos en caméfitos y plantas bianuales, con óptimo en los pisos termo y mesomediterráneo. Está dominado por *Piptatherum miliaceum* y *Dittrichia viscosa*. La primera tiene un desarrollo invernal y primaveral, mientras que la segunda alcanza su máximo desarrollo en verano-otoño. En la zona de estudio, este tipo de vegetación se encuentra muy extendida por bordes de carretera, escombreras y otros

residuos mineros.

### **3. 4. 2. Área de la cara Norte de la Sierra de Cartagena-La Unión**

En la cara Norte de la Sierra de Cartagena-La Unión, predominan residuos que, en rasgos generales, se caracterizan por presentar una pobre estructura física, intensos procesos de acidificación, elevada salinidad, escasa o nula colonización vegetal y, especialmente, altas concentraciones de metales pesados totales y solubles (principalmente Pb y Zn). Estrictamente, no se trata solo de las presas de residuos de la cara Norte, pues existe algún depósito, como es el caso de Santa Antonieta, ubicado en la cabecera de la rambla del Gorguel (vertiente al Mediterráneo por el Sur), que también presenta estas características. Sin embargo, si se dejan a un lado todas las presas mineras situadas en la cuenca del Gorguel, el resto posee unas características geoquímicas que permiten realizar una clara distinción entre las situadas en la cara Norte de las ubicadas en la cara Sur, como se mostrará más abajo. Es muy probable que los residuos englobados en esta categoría imprecisa procedan de operaciones mineras centradas en la paragénesis conocida como manto piritoso. Estos residuos mineros están entre los de mayor riesgo para el medio ambiente dentro de los inventarios realizados por el IGME en los últimos años, debido a los procesos de dispersión física, así como por la elevada acidez y contenido en sulfatos y elementos solubles potencialmente tóxicos.

En la **Tabla 15** se muestran datos sobre la situación de las presas seleccionadas de la cara Norte, y en la **Figura 12** se ofrece una imagen aérea del conjunto, donde se aprecia su proximidad a la población de La Unión. Los diques de todas ellas se construyeron por el método de aguas arriba, empleando las fracciones arenosas. Una de ellas (Brunita, 977-II-4-021) sufrió una rotura y se encuentra actualmente retenida en la posición de aguas abajo por un dique de estériles mineros y tierras construido con posterioridad a la misma.

Instalación	X (m)	Y (m)	X (°)	Y (°)	Municipio	Provincia
977-II-4-017	685.450	4.163.977	0,8991° W	37,6042° N	Cartagena	Murcia
977-II-4-021	686.320	4.164.628	0,8891° W	37,6099° N	La Unión	Murcia
977-II-4-024	688.827	4.166.001	0,8603° W	37,6217° N	La Unión	Murcia
977-II-4-027	688.632	4.165.499	0,8627° W	37,6173° N	La Unión	Murcia

**Tabla 15.** Coordenadas UTM y en grados decimales (en base el sistema de referencia ETRS 89 y referidas al huso 30) de un punto aproximadamente centrado sobre cada una de las presas mineras de la cara Norte de la Sierra de Cartagena-La Unión.



**Figura 12.** Imagen aérea de las presas mineras estudiadas en el área de la cara Norte de la Sierra de Cartagena-La Unión. Modificada de Google Earth.

Con la excepción citada, todas las demás poseen taludes de fuerte pendiente, a veces con bermas, contruidos con las fracciones arenosas de los lodos. No se aprecia estructura edáfica, en ningún caso, existiendo eso sí, elementos de estructura laminar heredados del proceso de sedimentación de los lodos. La presencia de vegetación es relativamente importante en el vaso del nivel inferior de la presa 977-II-4-017. Se trata de una superficie encharcable bastante cubierta por *Phragmites australis*. En el resto, la presencia de

vegetación es esporádica, como se comentará, limitada normalmente a áreas donde se aprecia cierta mezcla con otro tipo de materiales, o donde se realizaron aportes de encalantes y estudios en parcelas hoy abandonados. Los colores de las muestras superficiales de estas presas están entre el pardo amarillento (10YR 5/6) y el pardo (7,5YR 4/4), aunque, al excavar, se observa mucha variedad de tonos asociados a las estructuras laminares: amarillo parduzco (7,5YR 6/8), gris oscuro (2,5Y 3/1), amarillo pálido (5Y 7/4), etc. Las características granulométricas de las muestras compuestas obtenidas en estas presas se muestran en la **Tabla 16**. Puede verse que las características texturales no pueden considerarse negativas, así como una ausencia casi total de elementos gruesos. La pequeña proporción de elementos gruesos presente en dos de las muestras se corresponde con fragmentos de encostramientos ferruginosos, laminares, frágiles y de pocos milímetros de espesor. Conviene recordar que, al tratarse de muestras compuestas, es esperable una cierta variabilidad de las texturas asociada a la posición ocupada con respecto a los diques.

Muestra	Arena	Limo	Arcilla	Clasificación USDA	% EG (>2mm)
977-II-4-017	40,5	40,9	18,6	Fr	0,0
977-II-4-021	58,0	30,1	11,9	Fr-Ar	0,2
977-II-4-024	36,8	41,4	21,8	Fr	0,0
977-II-4-027	42,1	39,7	18,2	Fr	0,7

**Tabla 16.** Características granulométricas de las muestras de las presas mineras de la cara Norte de la Sierra de Cartagena.

El mineral dominante en todas las muestras de las presas de la cara Norte es el cuarzo. En todas ellas también está presente el yeso, en mayor o menor proporción. Otros minerales detectados, normalmente como accesorios o trazas, son: goethita, micas, clorita, y diversos feldespatos. Únicamente en la presa 977-II-4-027 fue detectada magnetita, y jarosita en las presas 977-II-4-021 y 977-II-4-024.

En la **Tabla 17** se muestran algunas características geoquímicas. Llama la atención, en primer lugar, el grado de acidez, que permite calificarlas como extremadamente ácidas en todos los casos. De nuevo, como ocurría en las muestras obtenidas en las escombreras

de la zona del río Cúa, los valores de pH medidos en el extracto de lixiviación 1/10 son inferiores a los medidos en extracto 1/1, lo cual solo puede explicarse por las condiciones de los ensayos. Los valores obtenidos son algo superiores a los encontrados por Conesa *et al.* (2006, 2007) sobre la presa el Descargador (977-II-4-027), con pH de 2,5 como valor medio de 30 muestras y de 3,0 para una parcela situada en la parte noroccidental de la presa. En la presa Brunita (977-II-4-021), dicho autor también ha reportado un valor de pH ligeramente inferior (3,0) en una parcela situada en la parte oriental. Estas diferencias podrían deberse a la época de muestreo, aunque no es posible afirmarlo con certeza, además de que, como ya se ha comentado, este parámetro presenta una variabilidad muy grande en este tipo de materiales. En algunas de ellas, especialmente en la presa Brunita (977-II-4-021), es esperable una mayor acidificación debida al contenido en azufre pirítico, a la casi segura ausencia de carbonatos, y a la presencia de concentraciones muy pequeñas de algunos minerales con limitada capacidad de neutralización.

Muestra	pH (1/1)	pH (1/10)	CE dS/m (1/10)	%S <sub>Total</sub>	%S <sub>Sulfato</sub>	%S <sub>Pirítico</sub>
977-II-4-017	3,89	3,59	1,445	1,16	0,95	0,21
977-II-4-021	3,55	3,20	3,060	2,36	0,26	2,10
977-II-4-024	3,70	3,49	3,030	1,93	1,36	0,60
977-II-4-027	3,58	3,30	3,360	2,16	2,70	--

**Tabla 17.** pH, conductividad eléctrica y formas de azufre de las de las muestras de las presas mineras de la cara Norte de la Sierra de Cartagena.

Los valores de conductividad eléctrica obtenidos son extremadamente altos en general. Los valores medidos sobre extractos de saturación por Conesa *et al.* (2007) para las presas Brunita (977-II-4-021) y el Descargador (977-II-4-027), fueron igualmente considerados por dichos autores como extremadamente altos. Además de ello, en dos de estas presas se ha constatado una moderada capacidad de intercambio catiónico de los residuos, un bajo nivel de materia orgánica y de nitrógeno total (Conesa *et al.*, 2007), lo que muy probablemente es válido para todas ellas.

Si se considera solamente la acidez y la salinidad, unido al clima de la zona, se tienen motivos más que suficientes para explicar la ausencia casi absoluta de colonización



vegetal, la cual se ve limitada a puntos en los que las condiciones son un poco mejores, o donde existe un ligero recubrimiento con otros materiales, aunque sea de forma somera. Hay que recordar que los datos obtenidos se refieren a muestras compuestas, y que un reconocimiento más preciso de estas instalaciones hubiera necesitado un muestreo sectorizado sobre la base de las características visibles de la superficie tales como: presencia o ausencia de vegetación, pendiente, orientación, presencia de encostramientos, color, presencia de precipitados, etc.

La **Tabla 18** reúne los contenidos de elementos totales de interés. Los valores medidos de algunos elementos son muy elevados, por lo que los valores de los índices IC resultan muy altos en general, y también si se comparan con otros tipos de residuos mineros españoles. Las más orientales (977-II-4-024 y 977-II-4-027) están entre las de valor más alto de las inventariadas en España, siendo semejantes a las que se encuentran en el área de Mazarrón (Arranz González *et al.*, 2016).

En comparación con los niveles de fondo y los valores obtenidos para el suelo de referencia, los contenidos en Co, Hg y Ni de los residuos no representan ningún motivo de preocupación, desde el punto de vista de la posibilidad de ser origen de contaminación para los suelos del entorno. Se encuentran dentro de los rangos que serían aceptables para suelos agrícolas (Kabata-Pendias, 1995). En ninguno de los casos se alcanzan valores preocupantes para estos elementos, según las guías canadienses sobre calidad ambiental (CCME, 2007). Algo semejante puede decirse del V, para el que no existe una referencia regional, además de estar presente en forma prácticamente insoluble en agua (**Tabla 19**). Por otro lado, salvo en un caso, los valores de Cr medidos en las muestras de residuos son superiores a las referencias locales de suelos y al valor considerado en la guía canadiense para suelos agrícolas (64 mg/kg). Sin embargo, los valores solubles de este elemento son también muy bajos (**Tabla 19**) y son aceptables, según los criterios de RCT (1988b).

	977-II-4-017	977-II-4-021	977-II-4-024	977-II-4-027	Nivel de fondo <sup>a</sup>	Suelo de referencia <sup>b</sup>
As	<b>342</b>	<b>261</b>	<b>522</b>	<b>1.497</b>	7	
Cd	<b>0,75</b>	<b>1,40</b>	<b>9,06</b>	<b>5,67</b>	0,32	0,40
Co	6,2	3,5	2,2	4,5	9,3	
Cr	<b>69,9</b>	<b>102,0</b>	26,3	<b>68,9</b>	40,4	34,0
Cu	<b>142,0</b>	<b>70,8</b>	<b>201,0</b>	<b>295,0</b>	12,6	17,0
Hg	<0,1	0,11	<b>0,39</b>	0,22	0,37	
Mo	1,38	1,41	0,43	1,45		
Ni	22,5	10,3	7,33	11,2	21,7	19,0
Pb	<b>711,0</b>	<b>2.562,0</b>	<b>5.902,0</b>	<b>4.575,0</b>	9,3	54,0
Se	<b>1,42</b>	<b>1,94</b>	<1	<b>1,82</b>	0,57	
V	76,1	58,1	38,9	40,1		
Zn	<b>591,0</b>	<b>1.592,0</b>	<b>3.568,0</b>	<b>5.098,0</b>	41,4	104,0
IC	<b>19,8</b>	<b>52,4</b>	<b>140,1</b>	<b>125,0</b>		

**Tabla 18.** Concentraciones totales (mg/kg) de elementos medidos en las muestras de las presas mineras de la cara Norte de la Sierra de Cartagena. En negrita los que superan el nivel de fondo. IC: índice de contaminación (Alberruche *et al.*, 2014). a) Nivel de fondo según Martínez-Sánchez *et al.* (2007). b) Datos de un suelo agrícola tomados de López-Arias y Grau-Corbí (2004).

En cuanto al Se, salvo en un caso, se supera siempre el valor propuesto por las guías canadienses para suelos agrícolas, aunque sin alcanzar nunca el valor de 2 mg/kg, que suele considerarse normal en suelos y es el nivel propuesto para este elemento por RCT (1988b), aunque serían aceptables como materiales de recubrimiento según el criterio de EPA-Victoria (2007), que admite hasta 10 mg/kg para este elemento. Sin embargo, el Se alcanza valores solubles altos, especialmente en 977-II-4-021 y 977-II-4-027. No es probable que estos niveles de Se estén generando problemas de fitotoxicidad, pues el Se no parece ser muy tóxico para las plantas, pero sí pueden serlo para los animales si las plantas que les sirven de alimento lo acumulan, lo que no parece ser el caso.

	977-II-4-017	977-II-4-021	977-II-4-024	977-II-4-027	Estándar de calidad de agua
Al	<b>52.000</b>	<b>5.5000</b>	<b>43.880</b>	<b>104.000</b>	50
As	2,8	7,0	3,2	7,8	10
Cd	<b>25,7</b>	<b>93,4</b>	<b>783,0</b>	<b>411,0</b>	0,25
Co	<b>58,8</b>	<b>54,2</b>	<b>65,9</b>	<b>95,6</b>	20
Cr	2,3	3,8	0,1	4,2	50
Cu	<b>389</b>	<b>139</b>	<b>381</b>	<b>472</b>	10
Hg	<0,5	<0,5	<b>2,1</b>	<0,5	1
Mo	0.07	0.00	<0.24	<0.24	70
Ni	<b>137,0</b>	<b>103,0</b>	<b>127,0</b>	<b>168,0</b>	20
Pb	<b>240</b>	<b>824</b>	<b>2.249</b>	<b>1.829</b>	10
Se	<b>5,3</b>	<b>17,6</b>	<b>8,9</b>	<b>18,8</b>	1
V	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	6
Zn	<b>3.461</b>	<b>18.805</b>	<b>113.500</b>	<b>61.236</b>	120
<b>CPP<sub>LAB</sub></b>	<b>156</b>	<b>219</b>	<b>582</b>	<b>562</b>	

**Tabla 19.** Concentraciones solubles ( $\mu\text{g/L}$ ) de elementos medidos en las muestras de de las presas mineras de la cara Norte de la Sierra de Cartagena. Estándar de calidad de aguas y  $\text{CPP}_{\text{LAB}}$  (cociente promedio de peligrosidad), según Alberruche *et al.* (2014). En negrita los valores que superan el estándar de calidad de aguas.

Si es posible tener dudas sobre la toxicidad de los residuos en lo que respecta al Se, no hay ninguna duda de la elevada toxicidad de los mismos cuando se contemplan los contenidos de As, Cd, Cu, Pb y Zn. La posibilidad de contaminación de suelos y sedimentos en el entorno de estas presas es enorme cuando se miran los contenidos de estos elementos, especialmente en las más orientales (977-II-4-024 y 977-II-4-027). Los contenidos en Cu, Pb y Zn son algo inferiores a los publicados por Conesa *et al.* (2006, 2007), aunque son coherentes. Según este autor, el residuo depositado en el Descargador (977-II-4-027) poseía el siguiente contenido total medio de elementos: 380 mg/kg de cobre, 5.400 mg/kg de cinc y 7.000 mg/kg de plomo. En cuanto a la presa Brunita (977-II-4-021), los valores fueron los siguientes: 200 mg/kg de cobre, 2.000 mg/kg de cinc y 1.800 mg/kg de plomo (Conesa *et al.*, 2007). Además, como se muestra en la **Tabla 19**, los

contenidos solubles de Al, Zn y Cd son extraordinariamente altos, especialmente en las presas más orientales, y también son elevados los contenidos solubles de Cu y Pb. El contenido en Cu soluble alcanza valores muy elevados, lo que podría afectar a la colonización de hongos micorrizógenos, dada la elevada capacidad antifúngica de dicho elemento. Los resultados obtenidos están de acuerdo con el estudio sobre la movilidad de elementos realizado por Conesa *et al.* (2008) para la presa el Descargador (977-II-4-027).

En lo que respecta a los elementos solubles medidos, los valores de  $CPP_{LAB}$  son medios para las occidentales y muy altos en las orientales (señalados en amarillo y rojo, respectivamente, en la **Tabla 19**). Los valores obtenidos para las más orientales (977-II-4-024 y 977-II-4-027) están también entre las de valor más alto de las inventariadas en España, siendo comparables a los de los residuos mineros que se encuentran en el área de Mazarrón (Arranz González *et al.*, 2016). En ellas, el valor obtenido de Zn en el lixiviado, supera el límite admisible para vertederos de residuos peligrosos. En la muestra obtenida en la presa 977-II-4-024, ocurre lo mismo con el Cd. Por otro lado, las soluciones de lixiviación obtenidas poseen contenidos en  $SO_4^{2-}$  que oscilan entre 2.080 y 2.751 mg/L. El resto de aniones es mucho menos importante. El catión mayoritario en estas soluciones es siempre el Ca, seguido del Mg, siendo Al, Mn y Zn superiores al Na y K en todas las soluciones analizadas.

Los condicionantes químicos que presentan todos los residuos estudiados, unido a las condiciones climáticas, conllevan importantes limitaciones para la colonización vegetal. La presa 977-II-4-027 presentó una total ausencia de colonización vegetal, aunque también pudo influir el avanzado estado de la estación seca en el momento de la visita. La principal especie presente, en cuanto a cobertura, es el carrizo (*Phragmites australis*) que se encuentra en la cola de la presa 977-II-4-021, en un área aparentemente encalada y muy recubierta por residuos mineros de otro tipo, procedentes de arrastres. También se encuentra en el vaso del nivel inferior de la presa 977-II-4-017 (**Figura 13**).



**Figura 13.** Imagen de la presas 977-II-4-017 (arriba izquierda), 977-II-4-024 (arriba derecha), 977-II-4-027(abajo izquierda) y 977-II-4-021 (abajo derecha). Puede observarse la presencia de *Phragmites australis* en la imagen superior izquierda, ocupando una zona encharcable, y de *Pipthaterum miliaceum* y *Cistus monspeliensis* en una zona de parcelas experimentales que fueron fuertemente encaladas, abajo a la izquierda. El resto de la superficie de las cuatro presas aparece esencialmente desnuda de vegetación.

En la presa 977-II-4-021 se han encontrado las gramíneas *Pipthaterum miliaceum* y *Lygeum spartum*, así como *Dittrichia viscosa*, *Helichrysum decumbens*, *Phagnalon saxatile*, *Sonchus tenerrimus*, *Cistus albidus* y *Zygophyllum fabago*. En todos los casos, se encuentran de forma esporádica, en puntos influidos por arrastres de otros materiales, o en los que se reconocen aportes de materiales encalantes en las inmediaciones de parcelas experimentales abandonadas. La especie *Dittrichia viscosa*, reconocida en numerosos lugares alterados por la minería en la zona, ha mostrado una capacidad de acumular As y Sb en las raíces, pero no en los tallos y hojas, por lo que ha sido considerada de interés para trabajos de fitoestabilización de residuos mineros con contenidos elevados en As y Sb por Pérez-Sirvent *et al.* (2012). Según Martínez-López *et al.* (2014), en esta especie, la transferencia a raíces y brotes no aumenta cuando aumentan los niveles de arsénico en el suelo, y el efecto de su ingestión por parte de ovejas sería insignificante, y muy bajo para topillos.

Las especies vegetales encontradas en la presa 977-II-4-027 por Conesa *et al.* (2006, 2007) son *Piptatherum miliaceum*, *Lygeum spartum*, *Phragmites australis*, *Dittrichia viscosa*, *Helichrysum decumbens*, *Phagnanon saxatile*, *Sonchus tenerrimus* y *Zygophyllum fabago*. Normalmente, la presencia de vegetación se da en puntos con características químicas algo mejores, como demuestran los análisis de suelo rizosférico llevados a cabo (Conesa *et al.*, 2006; Conesa & Faz, 2011). Según estos autores, la especie *Lygeum spartum*, es la que dominaba la comunidad vegetal en dicho depósito, tratándose de una planta aparentemente bien adaptada a las condiciones de acidez y salinidad de estos residuos. Las plantas que aparecen espontáneamente en estos depósitos ácidos son tolerantes a los metales, siendo los factores que determinan su establecimiento el pH y la conductividad eléctrica (Conesa *et al.*, 2007). Un factor que hay que tener en cuenta es la posible traslocación de metales en cantidades elevadas a las partes aéreas de las plantas, sobre todo en el caso de especies que sean consideradas forrajeras para el ganado extensivo y apetecibles para la fauna silvestre, como *Piptatherum miliaceum* (García *et al.*, 2004; Caro Moreno y Giménez Cantizano, 2013). Algunos estudios de bioacumulación realizados han demostrado que el contenido de metales en las partes aéreas es, en general, bajo para *Lygeum spartum* y no tanto para *Helichrysum decumbens*, cuyos contenidos de plomo en la parte aérea fueron superiores a lo deseable. Por tanto, las especies encontradas en estos depósitos se han propuesto para su uso como fitoestabilizadoras, con las precauciones necesarias con respecto a una posible acumulación de metales en las partes aéreas y las partículas depositadas en la superficie de las plantas (Conesa & Faz, 2011). No obstante, es necesario advertir que un planteamiento de fitoestabilización en estas presas puede requerir aportes excepcionales de materiales encalantes y materiales orgánicos, tal y como se realizaron en la presa de residuos ácidos Santa Antonieta, situada en la Rambla del Gorguel (Martínez-Martínez *et al.*, 2014). En este sentido, el seguimiento de la estabilidad a largo plazo de la actuación realizada en dicha presa resultará de enorme interés para juzgar la viabilidad de dicha estrategia o para descartarla, en el caso de promoverse actuaciones de rehabilitación para las presas abandonadas de la cara Norte de la Sierra de Cartagena-La Unión.

### 3. 4. 3. Área de Portmán

Como se verá, los procesos de intensa acidificación que se han descrito para las presas mineras de la cara Norte no tienen lugar en las que se seleccionaron en la cara Sur. En las inmediaciones de la población de Portmán (La Unión) se sitúa un conjunto de presas mineras de residuos de flotación, que en su día se contemplaron para ser llevadas a lo que hubiera sido un vertedero de nueva creación en la Corta Gloria Este, junto con los residuos mineros depositados en la Bahía de Portmán. Se trata de seis presas de lodos de flotación fundamentalmente generados por la minería de plomo-cinc. Los diques de todas ellas se construyeron por el método de aguas arriba, empleando las fracciones arenosas, y poseen pendientes fuertes (de hasta 50°). Todas ellas presentan procesos erosivos intensos en los taludes, incluyendo deslizamientos someros. La presa 977-II-4-028 sufre procesos muy intensos y combinados de acarcavamiento y sufusión. En la **Tabla 20** se muestran datos sobre la situación de las presas seleccionadas de la cara Sur en el área de Portmán y en la **Figura 14** se ofrece una imagen aérea del conjunto, en relación a la población de Portmán.

Instalación	X (m)	Y (m)	X (°)	Y (°)	Municipio	Provincia
977-II-4-028	688.279	4.162.345	0,8675° W	37,5889° N	La Unión	Murcia
977-II-4-029	688.322	4.162.483	0,8669° W	37,5902° N	La Unión	Murcia
977-II-4-030	688.613	4.162.200	0,8637° W	37,5875° N	La Unión	Murcia
977-II-4-031	688.453	4.162.140	0,8656° W	37,5870° N	La Unión	Murcia
977-II-4-032	688.767	4.162.318	0,8620° W	37,5886° N	La Unión	Murcia
977-II-4-033	688.918	4.162.698	0,8602° W	37,5919° N	La Unión	Murcia

**Tabla 20.** Coordenadas UTM y en grados decimales (en base el sistema de referencia ETRS 89 y referidas al huso 30) de un punto aproximadamente centrado sobre cada una de las presas mineras del área de Portmán (cara Sur de la Sierra de Cartagena-La Unión).





**Figura 14.** Imagen aérea de las presas mineras del área de Portmán (cara Sur de la Sierra de Cartagena-La Unión). Imagen de fondo obtenida en <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html> (®Instituto Geográfico Nacional).

Sobre la superficie de todas las presas existe una cierta colonización vegetal. La presencia de vegetación llega a ser bastante significativa en determinadas zonas de algunas de ellas, como se describe más adelante. Puntualmente se reconoce una cierta agregación de elementos de estructura edáfica ligada a raíces de gramíneas. Los colores de las muestras superficiales de estas presas están entre el pardo claro (7,5YR 4/3), el pardo verdoso claro (2,5Y 5/3), el pardo grisáceo oscuro (2,5Y 4/2), y el pardo oscuro (7,5YR 4/6), si bien, al excavar, se observan otros tonos más amarillos, asociados a estructuras laminares (tales como 10YR 4/2 y 10 YR7/8), y más rojizos (2,5YR 4/6, 2,5YR 3/3), en capas cementadas. Las características granulométricas de las muestras compuestas obtenidas en estas presas se muestran en la **Tabla 21**. Como en las de la cara Norte, las texturas de la tierra fina no pueden considerarse negativas, desde el punto de vista del crecimiento vegetal. Sin embargo, se aprecian encostramientos o capas endurecidas en la coronación de los diques y es esperable que en profundidad existan también estas capas masivas endurecidas que limiten el crecimiento radicular. La casi insignificante proporción de elementos gruesos presente en una de las muestras se corresponde con fragmentos de



costras ferruginosas, laminares, frágiles y de pocos milímetros de espesor.

Muestra	Arena	Limo	Arcilla	Clasificación USDA	% EG (>2mm)
977-II-4-028	37,2	44,1	18,7	Fr	0
977-II-4-029	58,0	31,8	10,2	Fr-Ar	0
977-II-4-030	39,4	42,0	18,6	Fr	≈0
977-II-4-031	58,8	30,6	10,6	Fr-Ar	0
977-II-4-032	28,9	46,6	24,5	Fr	0
977-II-4-033	57,2	30,4	12,4	Fr-Ar	0

**Tabla 21.** Características granulométricas de las muestras de las presas mineras del área de Portmán (cara Sur de la Sierra de Cartagena-La Unión).

Las únicas muestras en las que domina claramente el cuarzo son las correspondientes a las presas 977-II-4-028 y 977-II-4-033. En estas dos muestras se reconoce calcita como mineral accesorio. En el resto, el cuarzo está presente en cantidades importantes, pero acompañando a la calcita que aparece como mineral dominante. En mayor o menor medida, también se han reconocido filosilicatos (moscovita-illita y clorita), en todas las muestras. La dolomita está presente en dos de ellas (977-II-4-029 y 977-II-4-031). Otro mineral presente en todas las muestras es el yeso. De los minerales que pueden considerarse típicamente formados por meteorización en presas mineras, aparte del yeso, únicamente se han reconocido trazas de goethita en las muestras 977-II-4-028 y 977-II-4-033. En esta última muestra se han detectado trazas de pirita. La presencia importante de calcita en todas las muestras, contando con que estas presas llevan décadas sometidas a la meteorización superficial, explica los valores de pH obtenidos y apunta a que no es esperable una acidificación semejante a la que se ha producido en las presas de la cara Norte, por lo menos en las capas más superficiales.

La **Tabla 22** ofrece datos de algunos parámetros químicos de las muestras representativas de las condiciones medias superficiales en las presas del área de Portmán. Al contrario de lo que ocurre con las presas de la cara Norte, aquí llama la

atención la moderada alcalinidad, aunque no es descartable la existencia de zonas más ácidas, especialmente en la proximidad de los diques.

Muestra	pH (1/1)	pH (1/10)	CE dS/m (1/10)	%S <sub>Total</sub>	%S <sub>Sulfato</sub>	%S <sub>Pirítico</sub>
977-II-4-028	7,72	7,28	1,113	5,93	1,50	4,43
977-II-4-029	7,96	7,42	1,068	1,03	0,35	0,68
977-II-4-030	8,05	7,40	2,520	1,31	0,63	0,68
977-II-4-031	7,94	7,79	0,683	1,10	0,14	0,96
977-II-4-032	8,10	7,30	2,340	2,22	1,39	0,83
977-II-4-033	7,81	7,87	1,239	2,26	0,95	1,31

**Tabla 22.** pH, conductividad eléctrica y formas de azufre de las de las muestras de las presas mineras del área de Portmán (cara Sur de la Sierra de Cartagena-La Unión).

Los valores de conductividad eléctrica medidos en las muestras son muy altos en general. No es descartable que en los valores mayores, obtenidos en las muestras 977-II-4-030 y 977-II-4-032, haya podido influir la época de muestreo, estando la estación seca mucho más avanzada con respecto al muestreo de las otras, lo que puede contribuir a un aumento en la concentración de sales en las capas superficiales debida al ascenso capilar. En cualquier caso, al margen de otros parámetros, la presa 977-II-4-031, cuya conductividad es muy inferior al resto, presenta en el vaso de la misma una vegetación más densa, salvo en las zonas próximas a los diques. Llama la atención el elevado contenido en azufre total de la muestra 977-II-4-028, con un contenido bastante bajo de azufre en forma de sulfato. Todo parece indicar que puede ser un dato erróneo, especialmente si se considera el contenido en sulfato fácilmente soluble, que alcanza el valor de 1633 mg/L en el ensayo de lixiviación 1/10. El resto de las muestras tiene cierto contenido en azufre pirítico, pero muy posiblemente inferior a lo que sería necesario para acidificarlas, a la luz de la presencia importante de calcita en todas ellas.

La **Tabla 23** ofrece los contenidos de elementos totales de interés. Los valores de algunos elementos son bastante elevados, por lo que los valores de los índices IC resultan muy

altos en comparación con otros tipos de residuos mineros españoles (resaltados en rojo en la tabla).

	977-II-4-028	977-II-4-029	977-II-4-030	977-II-4-031	977-II-4-032	977-II-4-033	Nivel de fondo <sup>a</sup>	Suelo de referencia <sup>b</sup>
As	<b>575</b>	<b>209</b>	<b>333</b>	<b>74</b>	<b>740</b>	<b>585</b>	7	
Cd	<b>16,50</b>	<b>7,85</b>	<b>9,72</b>	<b>6,01</b>	<b>17,30</b>	<b>22,30</b>	0,32	0,40
Co	<b>10,5</b>	7,9	<b>16,9</b>	6,7	<b>13,0</b>	<b>9,4</b>	9,3	
Cr	29,0	23,7	<b>50,0</b>	21,1	<b>47,5</b>	24,9	40,4	34,0
Cu	<b>35,6</b>	<b>17,2</b>	<b>46,9</b>	<b>13,5</b>	<b>63,2</b>	<b>39,3</b>	12,6	17,0
Hg	<b>0,39</b>	0,13	0,21	0,11	0,24	0,25	0,37	
Mo	1,01	0,62	2,14	0,26	1,67	0,79		
Ni	<b>26,6</b>	17,0	<b>30,5</b>	14,1	<b>32,5</b>	<b>22,9</b>	21,7	19,0
Pb	<b>3.405,0</b>	<b>1.687,0</b>	<b>2.531,0</b>	<b>903,0</b>	<b>4.119,0</b>	<b>3.121,0</b>	9,3	54,0
Se	<b>2,87</b>	<b>2,05</b>	<b>2,70</b>	<b>1,83</b>	<b>2,69</b>	<b>4,95</b>	0,57	
V	46,2	35,4	70,3	30,2	67,8	37,7		
Zn	<b>4.719,0</b>	<b>2.828,0</b>	<b>4.071,0</b>	<b>2.282,0</b>	<b>6.244,0</b>	<b>4.917,0</b>	41,4	104,0
IC	<b>69,5</b>	<b>51,7</b>	<b>51,3</b>	<b>30,8</b>	<b>85,3</b>	<b>77,3</b>		

**Tabla 23.** Concentraciones totales (mg/kg) de elementos medidos en las muestras de las presas mineras del área de Portmán. En negrita los que superan el nivel de fondo. IC: índice de contaminación (Alberruche *et al.*, 2014). a) Nivel de fondo según Martínez-Sánchez *et al.* (2007). b) Datos de un suelo agrícola relativamente próximo, tomados de López-Arias y Grau-Corbí (2004).

Si se comparan con los niveles de fondo y con los valores pertenecientes al suelo de referencia, los contenidos en Hg de los residuos no representan ningún motivo de preocupación, desde el punto de vista de la posibilidad de ser origen de contaminación para los suelos del entorno. Los elementos Co, Cr y Ni aparecen más concentrados en algunas de las muestras que en los suelos que sirven de referencia. Los contenidos de Cu son superiores a los niveles de fondo en todas ellas. Sin embargo, las concentraciones medidas de estos cuatro elementos podrían considerarse aceptables para suelos agrícolas (Kabata-Pendias, 1995). Igualmente, en ningún caso se alcanzan valores preocupantes para estos elementos, según las guías canadienses sobre calidad ambiental para usos

agrícolas (CCME, 2007). En lo que respecta a los contenidos en estos elementos, estos materiales serían aceptables como materiales de recubrimiento o relleno, según el criterio de EPA-Victoria (2007). Para los elementos Mo y V, no existen valores de contenidos en suelos que pudieran servir de referencia en esta zona. No obstante, los contenidos medidos en todas las muestras son inferiores a los recomendados en las guías canadienses sobre calidad ambiental para usos agrícolas (CCME, 2007). Considerando estos dos elementos, las muestras serían aceptables como materiales de recubrimiento o relleno, según los criterios de EPA-Victoria (2007) y de la RCT (1988b). Además, en lo que respecta a los anteriores elementos analizados (Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Mo y V), las medidas de contenidos solubles son despreciables (**Tabla 24**).

	977-II-4-028	977-II-4-029	977-II-4-030	977-II-4-031	977-II-4-032	977-II-4-033	Estándar de calidad de agua
Al	45,61	1,22	<1	2,84	<1	<1	50
As	0,90	0,51	1,20	0,18	0,78	1,13	10
Cd	<b>0,79</b>	<b>0,65</b>	<0,2	0,22	<0,2	<b>0,66</b>	0,25
Co	0,15	0,18	<0,5	0,03	<0,5	0,06	20
Cr	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	1,18	<0,05	50
Cu	0,63	0,24	6,23	0,58	4,14	0,18	10
Hg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1
Mo	0,77	0,89	<0,2	0,37	<0,2	0,23	70
Ni	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	20
Pb	0,22	<0,2	4,8	<0,2	3,0	<0,2	10
Se	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1
V	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	6
Zn	107,0	17,6	<b>133,0</b>	14,8	<b>121,0</b>	28,1	120
<b>CPP<sub>LAB</sub></b>	<b>3,2</b>	<b>2,6</b>	<b>1,1</b>	<b>0,0</b>	<b>1,0</b>	<b>2,6</b>	

**Tabla 24.** Concentraciones solubles ( $\mu\text{g/L}$ ) de elementos medidos en las muestras de las presas mineras del área de Portmán. Estándar de calidad de aguas y CPP<sub>LAB</sub> (cociente promedio de peligrosidad), según Alberruche *et al.* (2014). En negrita los valores que superan el estándar de calidad de aguas.

Las medidas de contenidos en Se de las muestras de las presas de la cara Sur son bastante mayores que el nivel de fondo y están muy por encima de lo que sería aceptable según las normas canadienses relativas a usos agrícolas (1 mg/kg). Menos en un caso (977-II-4-031), igualmente superan el valor señalado como máximo admisible por la RCT (1988b) para materiales destinados a quedar en la superficie de terrenos mineros. Sin embargo, estos materiales serían aceptables como materiales de relleno, según los criterios de EPA-Victoria (2007). Conviene advertir que los contenidos solubles medidos de este elemento son despreciables (**Tabla 24**).

Observando los contenidos totales medidos en las muestras de residuos de la cara Sur correspondientes a As, Cd, Pb y Zn (**Tabla 23**), se constata que en todos los casos se superan con creces los valores del nivel de fondo y del suelo de referencia, por lo que, claramente, estos residuos son potencialmente contaminantes de los suelos de su entorno cercano, mediante la dispersión de partículas de residuos mineros por el agua o el viento. Considerando los citados elementos, los residuos mineros de la cara Sur no serían aceptables como materiales superficiales o de recubrimiento, según los criterios de EPA-Victoria (2007) y de la RCT (1988b). Además, los contenidos medidos de As, Pb y Zn, en todas las muestras, son muy superiores a los recomendados en las guías canadienses sobre calidad ambiental para usos industriales (CCME, 2007). Sin embargo, a pesar de los elevados contenidos en los elementos mencionados, la vegetación natural está realizando un proceso de colonización que llega a ser importante en algunas de ellas. Dado que se trata de muestras compuestas representativas de toda la superficie de cada una de las presas, no es posible saber si las diferencias entre claros y zonas cubiertas se deben a la concentración de alguno o algunos de estos elementos. Sin embargo, es muy posible que la importancia de esos contenidos totales sea muy pequeña en comparación con otros aspectos, como ocurre en la presa estudiada por Párraga-Aguado *et al.* (2014a). En dicho estudio, no se encontraron diferencias significativas entre los contenidos de elementos medidos en muestras de residuos tomadas en zonas desnudas de vegetación, islas de fertilidad o rizosferas de diversas especies. Los valores medidos en el citado trabajo para estos elementos fueron semejantes o incluso algo superiores a los aportados en la **Tabla 23**.

Desde el punto de vista de las fracciones solubles (**Tabla 24**), solamente el Cd y el Zn podrían ser fuente de cierta preocupación, desde el punto de vista de la posibilidad de absorción y acumulación por parte de la vegetación. En este sentido, conviene advertir que la disponibilidad de los elementos podría ser superior a la medida de elementos solubles. Caro Moreno y Jiménez Cantizano (2013), que emplearon métodos de extracción 1/10 con agua desionizada y compararon los resultados obtenidos con niveles de metales presentes en plantas desarrolladas sobre residuos de flotación ligeramente alcalinos de la Sierra de la Solana (Almería), confirman que, en general, la vegetación es capaz de extraer mayor cantidad de la que se obtiene mediante extracciones con agua desionizada, siempre que no se trate de residuos muy ácidos. A pesar de lo anteriormente dicho, las soluciones de lixiviación obtenidas permitirían calificar estos residuos como inertes, si no fuera por el contenido en sulfatos, obteniéndose algunos de los valores del índice CPP<sub>LAB</sub> más bajos de los medidos en residuos de minería metálica españoles (señalados en verde en la **Tabla 24**). A pesar de lo dicho, las soluciones de lixiviación obtenidas poseen elevados contenidos en SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, aunque generalmente inferiores a los medidos en las presas de la cara Norte, oscilando entre 538 y 2.090 mg/L. El resto de aniones es mucho menos importante. El catión mayoritario en estas soluciones es siempre el Ca, seguido del Mg.

Después de lo anteriormente comentado, todo parece indicar que, de no ser por la elevada salinidad y el contenido en sulfato soluble, estos residuos podrían ser un medio relativamente favorable al crecimiento vegetal, si bien es necesario insistir en que los datos presentados se refieren a muestras compuestas que representan a cada una de las presas en su conjunto. Como en casos anteriores, para la planificación de actuaciones sobre estas presas, se necesitaría un reconocimiento más riguroso, basado en un muestreo sectorizado en base a las características visibles de la superficie. Por ejemplo, se podría practicar una fórmula semejante a la empleada por Párraga-Aguado *et al.* (2013a, b) en un grupo de presas mineras situadas en el paraje de la Huerta de las Calesas (al NE de Portmán), que presentan condiciones bastante semejantes a las descritas en estas páginas. Las zonas más cubiertas de vegetación, predominantemente herbácea, son las zonas deprimidas, con materiales más finos correspondientes a las lagunas de decantación. En estas zonas pueden predominar especies claramente higrófilas como

*Phragmites australis*, que van cediendo su lugar a otras cuando aumenta la sequedad del terreno (**Figura 15**).



**Figura 15.** Aspecto general de una parte del vaso de la presa 977-II-4-031, muy colonizado por vegetación herbácea, con presencia esporádica de arbustos y árboles (bayón y pino carrasco). Al fondo se divisan las presas 977-II-4-028 y 977-II-4-029.

Se observa la formación de las denominadas islas de fertilidad (Garner & Steinberg, 1989), tal y como ha sido reconocido por Párraga Aguado *et al.* (2013b). Los diques de mayor tamaño y pendiente se encuentran mayoritariamente desprovistos de cobertura vegetal. Igualmente, en todas las presas se reconocen franjas con costras superficiales o capas cementadas que se corresponden con la coronación de los diques, en las que no existe ningún tipo de cobertura vegetal. En estas zonas se produce una fuerte oxidación de los materiales que produce la aparición de costras de cierta dureza y compacidad, lo que las diferencia sustancialmente del resto del material por sus propiedades y que, en general, no son propicias para el crecimiento de vegetación o la germinación de semillas. Estas franjas también han sido descritas en el paraje de la Huerta de las Calesas (al NE de Portmán) por Párraga-Aguado *et al.* (2013b).

La presa 977-II-4-028, presenta una enorme cárcava (**Figura 16**) que disecta el dique y se



conecta con cárcavas, regueros y canales de erosión interna en el vaso. En el vaso de esta presa, la influencia de los procesos erosivos ligados a este sistema, por sí sola, impide en buena medida la colonización vegetal. Solamente una zona más llana, situada en contacto con la ladera natural, presenta una mayor cobertura vegetal, entre la que destacan algunos pinos carrascos de mediano porte (*Pinus halepensis*). Esta especie está presente en todas las presas estudiadas. Se ha señalado que el pino carrasco puede ser de gran interés de cara a la fitoestabilización de presas mineras en esta zona (Párraga Aguado *et al.*, 2014a, 2014b). En las presas estudiadas de la cara Sur, esta especie también parece intervenir de manera importante en la formación de las comentadas islas de fertilidad.



**Figura 16.** Aspecto de la gran cárcava formada en el dique de la presa 977-II-4-028, la cual se conecta con un complejo sistema de cárcavas, regueros y canales de erosión interna en el vaso.

En las presas de menor altura y que ocupan posiciones más bajas (977-II-4-030 y 977-II-4-032), el pino carrasco parece ceder protagonismo a otras especies tales como *Osyris lanceolata* (bayón), *Pistacia lentiscus* (lentisco) y *Salsola oppositifolia* (salado negro). Precisamente estas dos últimas instalaciones abandonadas se han seleccionado para un reconocimiento algo más detallado de los procesos de colonización vegetal, junto al análisis de otros parámetros de caracterización edáfica. Como ya se ha comentado, los



residuos depositados en las dos citadas presas tienen pH moderadamente alcalino (8,05 y 8,10, respectivamente) y una elevada concentración total de sulfatos, arsénico, plomo y cinc, así como una concentración significativa de cadmio y selenio, si bien la fracción soluble es despreciable en general, menos la referente al Zn (**Tabla 24**). La composición mineralógica comprende fundamentalmente calcita y filosilicatos, como minerales dominantes, y cuarzo y yeso, como minerales secundarios. Ambas presentan en general una buena cobertura vegetal de herbáceas y arbustos, con la presencia de algunos ejemplares arbóreos. La materia orgánica medida en estas muestras es bastante baja, a pesar de la colonización vegetal, estando entre 0,47 y 0,63%. La capacidad de intercambio catiónico se sitúa entre baja y media (9,4 a 11,5 cmol(+)/kg). En la **Tabla 25** se ofrecen los resultados de la Contabilidad Ácido-Base, calculados de acuerdo con los criterios de SWG (1998) y RCT (1998), el cálculo de la Contabilidad Ácido-Base no incluye la valoración de la acidez activa (acidez soluble y de intercambio), al ser todas las muestras de pH superior a 6. Para el cálculo de la acidez potencial se empleó el factor multiplicador de 62,5 sobre el % de azufre pirítico, que es teóricamente más correcto a pH superior a 6,3 (Dold, 2010). A la vista de los resultados, con una importante capacidad neta de neutralización, no es esperable que se pueda producir una acidificación de la superficie de estas presas, que pudiera dar lugar a una mayor solubilización de algunos elementos potencialmente tóxicos.

MUESTRA	pH <sub>agua</sub> 1/1	% S pirítico	AP (t CO <sub>3</sub> Ca/ 1000t )	NP (t CO <sub>3</sub> Ca/ 1000t)	ABA(t CO <sub>3</sub> Ca/ 1000t)
977-II-4-030	8,05	0,68	42,5	200,2	157,7
977-II-4-032	8,10	0,83	51,9	186,8	134,9

**Tabla 25.** pH, azufre pirítico y cálculo del *Acid Base Accounting* de las de las muestras de las presas seleccionadas en el entorno de Portmán. AP: acidez potencial; NP: neutralización potencial; ABA= NP-AP.

Por tanto, salvo por la salinidad y el contenido en sulfatos, el conjunto de todos los resultados analíticos obtenidos, dejando a un lado que se refieren a muestras compuestas, explica bastante bien el porqué la colonización vegetal se ve favorecida en estas presas, a pesar de las condiciones climáticas. Incluso, si se comparan con los suelos naturales del entorno, estos materiales pueden ofrecer condiciones de

enraizamiento mejores, siempre y cuando las características químicas no empeoren a mayores profundidades de muestreo. El vaso de la presa 977-II-4-030 presenta una elevada cobertura vegetal. Las zonas donde existen costras superficiales están escasamente cubiertas, probablemente por mayores impedimentos para la germinación de semillas, como ya se ha mencionado. El vaso se encuentra bastante cubierto por especies de gramíneas, entre las que destacan *Hyparrhenia sinaica*, *Avena sp.* y esparto (*Stipa tenacissima*), con menor representación de otras herbáceas como *Teucrium capitatum*. En las zonas donde se acumula más humedad, se da la presencia de ejemplares de cañas y carrizo (*Arundo donax* y *Phragmites australis*), especies de reconocido carácter higrófilo. Entre estas, se intercalan numerosos ejemplares de especies de porte arbustivo, entre las que destacan *Salsola oppositifolia*, *Thymelaea hirsuta* y *Cistus monspeliensis*, junto con otras especies arbustivas de menor porte, entre las que destaca *Helichysum decumbens*, de la familia de las compuestas. Además se ha constatado la presencia de ejemplares aislados del endemismo iberoafricano *Maytenus senegalensis* (arto), catalogada como vulnerable, si bien su presencia resulta anecdótica, así como un reducido número de ejemplares de porte pequeño y mediano de pino carrasco (*Pinus halepensis*), a excepción de un ejemplar de mayor tamaño. Sobre este trasfondo de aspecto más o menos homogéneo, se localizan parches de vegetación de mayor densidad, con una mayor diversidad de especies y aparente buen estado de desarrollo, que se asemejan a las islas de fertilidad descritas por Párraga Aguado *et al.* (2013b). En estas islas de fertilidad (**Figura 17**) están representadas normalmente en mayor número y porte las especies *Osyris lanceolata* (comúnmente denominado bayón), *Pistacia lentiscus* (lentisco) y *Salsola oppositifolia*. Estas tres especies, por separado o juntas, parecen tener un efecto facilitador para otras. Hay que advertir que el bayón es una especie hemiparásita, cuyas raíces parasitan a los sistemas radiculares de otras plantas ya establecidas. En las islas de fertilidad de mayor entidad, se encuentran también algunos ejemplares de acebuche (*Olea europaea*). En las zonas más cercanas al terreno natural, donde los residuos de flotación se mezclan o recubren someramente con materiales diferentes, se encontró un ejemplar de cornical (*Periploca angustifolia*).



**Figura 17.** Islas de fertilidad en el vaso de la presa 977-II-4-030 (izquierda) y en el de la presa 977-II-4-032 (derecha).

En cuanto al dique de la presa de residuos mineros 977-II-4-030 (**Figura 18**), aparecen frecuentes manchas de vegetación arbustiva, dominadas por *Salsola oppositifolia* en las zonas de mayor pendiente, con un porcentaje de cobertura medio, y una mezcla de *Osyris lanceolata*, *Salsola oppositifolia* y *Pistacia lentiscus* en la base del dique, con un elevado porcentaje de cobertura. Esta vegetación existente en el dique actúa como un elemento claramente estabilizador de la estructura de la presa y disminuye la erosión (tanto hídrica como eólica) del depósito.

La presa de residuos 977-II-4-032 presenta igualmente un considerable porcentaje de cobertura vegetal (**Figura 19**), si bien inferior al de la presa 977-II-4-030, existiendo más zonas del depósito sin cubierta ninguna. El aspecto general de la vegetación es peor que en el caso anterior y mayoritariamente herbácea. Muy posiblemente la cubierta vegetal se esté viendo seriamente afectada por la práctica de motocrós, apreciándose numerosas huellas de ruedas por toda la superficie del vaso.



**Figura 18.** Vista de de la colonización arbustiva en el dique de la presa 977-II-4-030.



**Figura 19.** Vista general del vaso inferior de la presa 977-II-4-032.

Las especies encontradas en el vaso de esta presa son similares a las del depósito 977-II-4-030. La presencia de gramíneas es, en general, menor. En las zonas donde se acumula más humedad se da la presencia de cañas (*Arundo donax*). El esparto pierde protagonismo, mientras que aumenta el número de ejemplares de *Lygeum spartum* (albardín). Son frecuentes los ejemplares de *Helichysum decumbens* y *Ruta angustifolia*. En este depósito de residuos, la especie *Salsola oppositifolia* no tiene tanta presencia, ganándolo por contrario la especie *Thymelaea hirsuta*. Aparecen con mayor frecuencia otras especies típicas de la zona como *Launaea arborescens*, y se pueden encontrar en el vaso ejemplares pequeños y dispersos de *Pinus halepensis*. También se reconocen aquí islas de fertilidad, pero son de menor entidad y densidad. Aparentemente, incluyen menor número de especies. Estas islas de fertilidad están dominadas por las mismas especies que en el caso anterior (*Osyris lanceolata*, *Pistacia lentiscus* y *Salsola oppositifolia*).

### **3. 5. MINERÍA METÁLICA EN LA ZONA DE REOCÍN**

La mina de Reocín inició sus actividades en el año 1856, y cerró en el año 2003. A lo largo de tan dilatado periodo se generaron numerosas instalaciones de residuos que rodean el hueco minero. Resulta llamativo que algunas escombreras fueron reforestadas mediante plantación de especies arbóreas a finales del siglo XIX o principios del XX, por la entonces propietaria Real Compañía Asturiana de Minas. Otras instalaciones de residuos fueron revegetadas en diversos momentos a lo largo del siglo XX. Sin embargo, en el momento del cierre de la mina, la empresa que en aquel momento ostentaba la titularidad (Asturiana de Zinc) decidió no hacerse cargo de algunas instalaciones heredadas de la época anterior, como el llamado Dique Gamonedo. Como consecuencia de la dilatada historia y la diversidad de actuaciones o simples abandonos, existe un legado heterogéneo de situaciones que proporcionaría un marco excelente para la investigación de procesos de rehabilitación de residuos mineros a todos los niveles: desarrollo de suelos, movilización de elementos y traslocación por parte de la vegetación, procesos de facilitación, estudios sobre

biodiversidad, etc. En este epígrafe se muestran algunos datos obtenidos en dos de las presas mineras de residuos de flotación asociadas a la Mina de Reocín.

### **3. 5. 1. Características generales del medio**

Por la proximidad geográfica, la información básica sobre el medio natural en el entorno de la Mina de Reocín se ha obtenido de un trabajo anterior desarrollado por el IGME (IGME, 2002) en Camargo, y de la publicación de Fernández *et al.* (1992), complementados con alguna referencia nueva que se cita en el texto que sigue a continuación.

Desde el punto de vista geológico, la mina de Reocín se enmarca en la Cuenca Vasco-Cantábrica, la cual se compone de una potente serie sedimentaria mesozoica, que se deposita sobre los materiales del substrato paleozoico del macizo asturiano, por el Oeste, y de la Cordillera Pirenaica, por el Este. Los materiales del Jurásico superior y Cretácico inferior constituyen la mayor parte de la cobertera de la Cuenca Vasco-Cantábrica. Poseen gran variedad litológica y una potencia muy grande. La sucesión se puede dividir en tres grandes conjuntos, entre los cuales se encuentra el denominado Complejo Urgoniano (Aptiense). Los materiales del Complejo Urgoniano en la zona corresponden a materiales del Bedouliense (Aptiense Inferior) y calizas del Gargasiense-Clansayense (Aptiense Superior), que incluyen abundantes zonas dolomitizadas. La dolomitización coincide siempre con zonas de gran densidad de diaclasas o fracturas.

La mina de Reocín, está situada en el flanco SW del Sinclinal de Santillana del Mar (estructura de origen alpino), y es un yacimiento estratiforme, de blenda (esfalerita), galena y marcasita encajado en las mencionadas dolomías ankeríticas de edad Gargasiense (Aptiense Superior). El yacimiento se encuentra completamente dolomitizado, con un tránsito a calizas drástico y casi inmediato al borde de la mineralización por el oeste y más gradual y alejado de ella por el este. El muro del yacimiento se encuentra marcado por una dolomía margosa, tránsito de la caliza margosa de edad Bedouliense al Gargasiense. A techo del Gargasiense (encajante de la



mineralización), la serie estratigráfica continúa con un Albiense de naturaleza margo-arcillosa, con bancos detríticos y carbonatados, de unos 100 m de potencia, seguida del Cenomaniense con una secuencia rítmica detríticocalcárea. El yacimiento tiene unas dimensiones de 3500 m x 800 m aproximadamente, con una potencia mineralizada que oscila entre 2 y 40 m, y un buzamiento medio de 23° N. Dadas las características del yacimiento se ha dividido en dos zonas: la zona centro, que comprende tres niveles mineralizados denominados Capa Sur, Capa Norte y Tercera Capa, y la zona oeste, separada de la anterior por la falla llamada la Visera, donde se sitúa el denominado paquete Barrendera (Velasco *et al.*, 2003).

La mineralogía en Reocín no es muy diversa, estando principalmente compuesta de esfalerita (ZnS) y, en menor medida, galena (PbS) que se encuentra dispersa en la esfalerita y la dolomita del material encajante. Otros minerales primarios presentes son: marcasita, pirita y melnikovita. La dolomita y calcita acompañan a la mineralización. En particular, aparece un cemento muy característico en los yacimientos de Pb-Zn en rocas carbonatadas, formado por grandes cristales de dolomita, que se ha denominado dolomita blanca y cuya génesis está relacionada con procesos de cementación tardíos (Bustillo y Ordóñez, 1985). Algunos minerales originados en las zonas de alteración supergénica son: esmitsonita ( $\text{ZnCO}_3$ ), hidrocincita ( $\text{Zn}_5((\text{OH})_3\text{CO}_3)_2$ ), y goethita ( $\text{FeOOH}$ ). Estas mineralizaciones se disponen cementando cavidades de tamaño variable y porosidades intercristalinas, siendo el proceso fundamental de precipitación la deposición en espacios abiertos, bien a favor de grandes niveles lenticulares de continuidades relativas, o en forma de bolsadas de tamaño variable. También, en ocasiones, pueden aparecer mineralizaciones a favor de fallas y fracturas por removilizaciones posteriores. En general se pueden definir como configuraciones estratoligadas.

El conocimiento actual parece confirmar el origen hidrotermal del depósito, originado por el escape de líquidos de lixiviación de los metales existentes en el pre-Urgoniano (pizarras negras), que generaron una deposición de minerales mientras circularon a través de los carbonatos del Gargasiense. El momento de origen del depósito es controvertido, aunque las relaciones dolomitization-mineralización apuntan a un

modelo del tipo *Mississippi Valley*, con las características típicas de un yacimiento kárstico hidrotermal epigenético (Bustillo y Ordóñez, 1985). De hecho, la mina de Reocín se encuentra ligada a un importante aparato kárstico que le aporta el drenaje de una extensa cuenca. La karstificación, como proceso generador de cavidades y conductos, se ha manifestado en el desarrollo de las labores mineras con cavidades de desarrollo paralelo a la estratificación y de tamaños variables (centimétricos-métricos). En el entorno de la mina las formas de relieve se asocian a los procesos de karstificación. Los relieves más prominentes presentan una morfología kárstica superficial claramente visible por la existencia de lapiares y dolinas.

La explotación de la mina produjo el abatimiento inducido del nivel piezométrico y la penetración del agua del río Saja hasta los niveles más profundos. De la zona Oeste de la mina a la zona Este, la karstificación varía notablemente. En la primera el aparato kárstico está menos desarrollado, pero la circulación por él es mayor debido a su proximidad al río Saja. Durante el cierre de la mina, se planteó el problema de la posible contaminación del río Saja desde el momento en el que, finalizado el bombeo que mantuvo deprimido el nivel freático durante la explotación minera, se alcanzarán las cotas en las que el acuífero de la mina debía de ceder agua al río. La parada de las bombas (y el comienzo de la inundación) tuvo lugar el día uno de noviembre de 2004. La inundación se ha ejecutado por etapas sucesivas de llenado y de mantenimiento del nivel a una cota dada. La mejora del quimismo de las aguas en los puntos de control ha sido progresiva, y se atribuye a tres factores: el lavado de los huecos mineros ha finalizado, la entrada constante de agua procedente del acuífero diluye los contenidos en sales, y la roca encajante del yacimiento (dolomía) neutraliza las aguas ácidas que se pueden formar en el contacto sulfuro/oxígeno/agua, dentro de la mina.

La climatología del entorno de la mina de Reocín, puede analizarse a partir de la información registrada en los observatorios de Torrelavega (SNIACE), El Tojo (Revilla) y Mogro. Las temperaturas medias dan idea de la benignidad del clima desde el punto de vista térmico, con una media anual algo superior a los 13 °C en las estaciones estudiadas. Las temperaturas de octubre son en todas las estaciones superiores a las de abril, lo que es indicativo de la cercanía del mar. Ocurre lo mismo con las medias de



otoño con respecto a las de primavera. Como es sabido, la cercanía del mar redonda en primaveras más frescas y otoños más cálidos. Las temperaturas de verano son relativamente moderadas. Los valores de las temperaturas medias de mínimas del mes más frío (enero) permiten calificar el clima de los observatorios y de la zona como Templado-medio con invierno suave. Durante los meses de diciembre, enero, febrero y marzo, pueden alcanzarse temperaturas medias de mínimas inferiores a 7 °C. El tipo de invierno según Emberger es templado en todas estas estaciones, con probabilidad de que se produzcan heladas débiles durante los mencionados meses. Se considera que las heladas son posibles, especialmente en lugares elevados y en posiciones de umbría, durante los meses de diciembre, enero, febrero y marzo. Por otro lado, desde el punto de vista de la continentalidad, el clima puede considerarse Marítimo.

La precipitación media anual supera los 1.300 mm tanto en Torrelavega como en El Tojo. Los máximos se dan en noviembre y los mínimos en julio. El máximo es siempre invernal, alcanzando o superando el 30% del total anual. La distribución a lo largo de todo el otoño, invierno y primavera es de todos modos bastante uniforme. Por el contrario, en verano se produce un claro descenso de las precipitaciones que supone la aparición de un pequeño déficit estival. La evapotranspiración potencial (ETP) anual en Torrelavega es ligeramente superior a los 720 mm/año. Los valores de ETP mensuales superan netamente a los de precipitación aproximadamente en los meses de junio, julio y agosto. Esto incide en la existencia de un corto periodo seco. De la observación de los correspondientes balances hídricos es posible deducir una ligera descompensación hídrica, centrada en el mes de agosto, que se produce en la estación de Torrelavega y previsiblemente en el entorno de Reocín. Según los criterios de De Martonne, Torrelavega puede calificarse de zona Húmeda. El índice de productividad agrícola de Turc en secano alcanza el valor de 36,5 en Torrelavega.

Desde el punto de vista de la clasificación bioclimática de Rivas-Martínez, Reocín está dentro de la Región Eurosiberiana. Torrelavega se sitúa en el llamado piso Termocolino, siendo el ombrotipo húmedo, con precipitación media anual entre 900 y 1400 mm, aunque pudiera alcanzarse el carácter hiperhúmedo en las posiciones más elevadas de la zona. Es un tipo de clima genuinamente atlántico, en el que la capacidad

de retención de agua del suelo (relacionada con su textura y espesor), así como el efecto de la escorrentía, tienen poco efecto a la hora de incidir en las posibilidades de alcanzar el óptimo vegetativo. Esto se traduce en que, existiendo un mínimo de suelo aceptable, la revegetación puede alcanzar un cierto grado evolutivo en poco tiempo, lo que puede a su vez permitir el ahorro de fases de intervención para alcanzar una buena implantación de la vegetación natural a corto plazo.

El clima de la zona permite suponer que, de forma generalizada, el edafoclima de los suelos es méxico y údico según los criterios de la *Soil Taxonomy* (USDA, 2006). Por otro lado, las características climáticas favorecen una rápida intemperización de las rocas y un elevado grado de evolución y lavado de carbonatos de los suelos. Los suelos dominantes en los resaltes calizos son de los tipos Lithic Udorthent, Lithic Ruptic-Alfic Hapludoll, Lithic Rendoll, Dystric Hapludert, Typic Hapludalf o Typic-Hapludult en función del grado de degradación o la pendiente. Sobre dolomías suelen ser más rojos: Typic Rhodudalf, Lithic Rhodudalf. En las depresiones deben dominar en general suelos muy evolucionados, como Ultic Hapludalf o Typic Hapludalf, estando menos saturados en bases y con valores de pH inferiores. Donde el drenaje se ve dificultado, puede aparecer Aquic Dystric Eutrudept.

La vegetación potencial teórica a la que le corresponde mayor extensión en el entorno de Reocín es una formación de carácter cántabro-atlántico con presencia destacada del fresno o *Fraxinus excelsior*, aunque suele ser dominante en ella el roble o cagiga (*Quercus robur*). Se trataría de un bosque mixto frondoso y cerrado que ha desaparecido prácticamente, siendo sustituido por prados de siega en su mayor parte. La orla espinosa del bosque, que se compone de especies tales como *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna*, *Rubus ulmifolius* o *Rosa* sp., sigue bien representada en setos y linderos.

Las formaciones vegetales maduras de las riberas de los ríos se corresponderían con bosques de ribera con aliso o *Alnus glutinosa*. Estas alisedas son bosques ribereños de galería que se sitúan en primera línea respecto al cauce, en suelos muy húmedos o encharcados, influidos por las crecidas periódicas. La falta de luz limita la presencia de

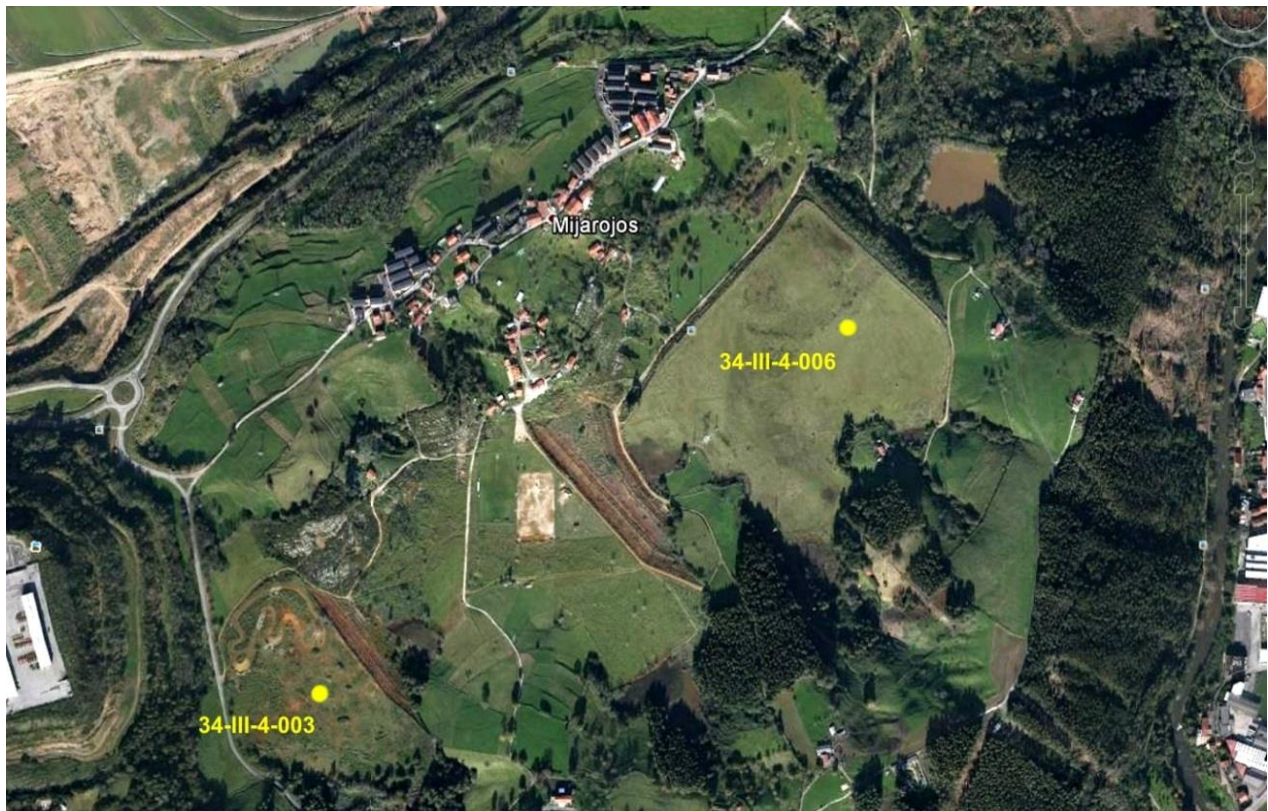
elementos leñosos, aunque en las más abiertas se pueden observar *Fraxinus excelsior*, *Frangula alnus*, *Crataegus monogyna*, *Sambucus nigra*, *Corylus avellana*, *Evonymus europaeus*, *Salix atrocinerea*, *Salix caprea*, etc. El estrato herbáceo suele llevar especies como *Ranunculus ficaria*, *Oenanthe croccata*, *Carex laevigata*, *Arum italicum*, *Humulus lupulus*, etc. Gran parte de esta vegetación ribereña ha visto reducida su extensión por la proliferación de prados de siega, quedando relegada a la franja más cercana a los cauces.

En las laderas hay una predominancia de masas forestales de repoblación de especies foráneas, fundamentalmente de eucalipto (*Eucalyptus globulus*) y en menor medida de pino de Monterrey (*Pinus radiata*), explotadas para la fabricación de celulosa y para la obtención de madera, respectivamente. En determinadas zonas se conservan bosquetes autóctonos de roble (*Quercus robur*) con otras especies caducifolias como el castaño (*Castanea sativa*), el abedul (*Betula celtiberica*) y el avellano (*Corylus avellana*), entre otras. Sin embargo, la mayoría del territorio no afectado por la minería está cubierto de prados de siega y cultivos forrageros mixtos. En los suelos mejor conservados de ciertos enclaves se encuentran retazos del llamado encinar cantábrico, con encina (*Quercus ilex* sp. *ilex*) acompañada de elementos florísticos mediterráneos (laurel, madroño, etc.) y atlánticos, tales como el avellano (*Corylus avellana*), el *Viburnum lantana*, el labiérnago (*Phyllirea angustifolia*), etc. Estos interesantes bosques aparecen en suelos profundos, lavados y permeables, que pueden ser algo xéricos en superficie, adecuados para las especies mediterráneas bajo un clima atlántico y presentan ecotonos con los bosques dominados por el roble (*Quercus robur*) con presencia de acebo (*Ilex aquifolium*), avellano y también el laurel.

En algunos resaltes calizos se conserva un matorral propio de etapas de sustitución del llamado encinar cantábrico, con especies tales como *Laurus nobilis*, *Arbutus unedo*, *Ruscus aculeatus*, *Smilax aspera*, *Rhamnus alaternus*, etc., las cuales forman un intrincado estrato arbustivo y lianoide. En otros casos se pueden encontrar etapas de sustitución que van desde madroñales a aulagares y pastizales, con presencia de *Genista occidentalis*, *Cytisus cantabricus*, *Ulex europaeus* o *Erica vagans*, entre otras.

### 3. 5. 2. Área de Mijarojos

Al sureste de la explotación del yacimiento de zinc y plomo de Reocín, en una vaguada dentro del término municipal de Cartes, junto a la localidad de Mijarojos, se encuentran emplazadas una serie de presas mineras que almacenan lodos residuales de flotación producto del concentrado de dichos minerales. Estas presas han sido inventariadas por el IGME con los códigos 36-III-4-003 (Dique Gamonedo), 34-III-4-006 (Dique Pozo Jaime) y 34-III-4-007 (Dique La Garma), seleccionándose las dos primeras para un estudio más detallado (**Figura 20**). Hay que señalar que todas estas presas son actualmente de titularidad pública. En la **Tabla 26** se muestra información sobre la situación de las presas mineras seleccionadas.



**Figura 20.** Imagen aérea de las presas mineras estudiadas en el área de Mijarojos (Cartes). Tomada de Google Earth.

Instalación	X (m)	Y (m)	X (°)	Y (°)	Municipio	Provincia
34-III-4-003	412.008	4.798.251	4,0854° W	43,3319° N	Cartes	Cantabria
34-III-4-006	412.757	4.798.720	4,0862° W	43,3363° N	Cartes	Cantabria

**Tabla 26.** Coordenadas UTM y en grados decimales (en base el sistema de referencia ETRS 89 y referidas al huso 30) de un punto aproximadamente centrado sobre cada una de las presas mineras del área de Mijarajos (Cartes).

El llamado Dique Gamonedo inició su actividad aproximadamente en el año 1975. Cendrero-Uceda *et al.* (1974) describían su situación como “en preparación”. Gamonedo cesó su actividad en 1982. Esta presa ocupa una extensión de más de 8 ha. El dique está construido con los propios lodos, mediante el método de aguas arriba con tablestacados de madera, y presenta una altura de 16 m y un talud general de 25°. En la actualidad ofrece un aspecto de graderío con la superficie muy cementada.

El llamado Dique Pozo Jaime inició su construcción en 1984. El dique fue recrecido en dos ocasiones: año 1987 y 1993, alcanzando la cota 110 m. El llenado se produjo entre 1984 y el año 2003, en el que dejó de estar activo y alcanzó una extensión de más de 16 ha. En su conjunto, el proceso constructivo de la presa ha llevado a que disponga de tres estructuras de contención. El dique principal está construido con materiales de préstamo, de tipo coluvial compuestos de arcillas duras, margas grises y areniscas. Está situado en el flanco NE del depósito, cerrando el valle. Alcanza 27 m de altura, con una pendiente de talud de 20°. Está totalmente revegetado, sin que se observen evidencias de erosión significativas. Dicho dique se encuentra asentado sobre un sustrato rocoso constituido por calizas, margas y areniscas del Cretácico, recubierto por materiales coluviales y suelos de alteración, de unos 2 m de espesor. Además, una parte de la estructura se asienta directamente sobre un antiguo relleno de escombrera, compuesto de estériles de desmonte, depositados entre 1860 y 1920, cuya naturaleza es heterógena, desde suelos finos (arcillas y limos) a arenas y gravas, con inclusiones de bloques de roca de tamaño decimétrico (Cendrero-Uceda *et al.*, 1974). La construcción del mismo se realizó en varias fases, como ya se ha dicho. El primer recrecimiento de unos 5 m de altitud, se realizó con el mismo tipo de material. Debido a la moderada resistencia de los materiales de relleno sobre los que se apoyaba el

dique, se construyó en esta zona un espaldón o banquetta de refuerzo aguas abajo con materiales de préstamo. El segundo recrecimiento de unos 3 m de altitud se llevó a cabo con la fracción gruesa (arenas) de los propios lodos depositados en la presa.

Existen dos diques laterales que se construyeron con los propios residuos de flotación mediante el método de aguas arriba: uno en el flanco NW del depósito, de unos 425 m de longitud y 8 m de altitud; y otro pequeño dique de unos 2 m de altura en la zona SE de la presa, de unos 150 m, cuyo objetivo era la protección de un camino vecinal.

Respecto a los residuos almacenados, estos eran bombeados y transportados por tuberías desde la Planta de Flotación Diferencial situada en la vecina localidad de Torres, siendo la actividad del dique Pozo Jaime muy intensa durante el período de 1985 a 1988, hasta la construcción de la Instalación de Filtración de Estériles de Reocín. A partir de este momento, la presa tuvo una actividad reducida, funcionando únicamente en los períodos en que la instalación anterior se encontraba parada por mantenimiento o averías. El vertido de los lodos que presentaban un porcentaje de sólidos entre 50 o 60%, se realizaba desde el contorno de los diques formándose una amplia playa y algunas lagunas de decantación en la cola del depósito. El sistema de evacuación de las aguas está compuesto por tres chimeneas de hormigón armado conectadas por un drenaje de fondo que desemboca en un estanque de clarificación de aguas denominado Pozo Jaime. Desde éste, las aguas limpias se dirigen al Lago de la Peña y posteriormente son vertidas al río Besaya por una conducción abierta. La superficie total de la presa en planta es de unas 16 ha, de las que 13,3 son ocupadas por la plataforma superior.

La **Tabla 27** muestra los datos de las fracciones granulométricas de las muestras. Puede verse que las características texturales son bastante buenas. La ínfima proporción de elementos gruesos presente en las dos muestras se corresponde con fragmentos de encostramientos ferruginosos, laminares, frágiles y de pocos milímetros de espesor. Como en casos anteriores, es esperable una cierta variabilidad de las texturas asociada a la posición ocupada con respecto a los diques. Los colores en la superficie de estas presas varían desde el gris rosado (7,5YR 7/2) hasta el pardo amarillento 5YR 4/6, si bien el color

dominante en la muestra 34-III-4-003 es pardo rojizo (5YR 4/3), mientras que en la muestra 34-III-4-006 es pardo (7,5YR 4/3).

Muestra	Arena	Limo	Arcilla	Clasificación USDA	% EG (>2mm)
34-III-4-003	24,7	39,7	35,6	Fr-Ac	1
34-III-4-006	40,4	33,5	26,1	Fr/Fr-Ac	0,43

**Tabla 27.** Características granulométricas de las muestras de las presas mineras del área de Mijarojos (Cartes).

La **Tabla 28** ofrece datos de algunos parámetros químicos representativos de las condiciones medias superficiales en las presas del área de Mijarojos. La muestra obtenida en la presa 34-III-4-003 resulta extremadamente ácida, mientras que la que representa a la presa 34-III-4-006 es ligeramente alcalina. Estas diferencias pueden deberse a un contenido original en sulfuros distinto, así como al mayor tiempo transcurrido desde el abandono, que ha podido llevar a una descalcificación mayor por lavado en la superficie en la más antigua (34-III-4-003). La medida de Ca, expresada en forma de óxidos, es 0,115% de CaO, para la muestra 34-III-4-003, y 5,154 %, para la correspondiente a la presa 34-III-4-006, lo que estaría de acuerdo con la segunda explicación, dada la gran diferencia existente. Lógicamente, este proceso de lixiviación o lavado habría afectado también a los sulfatos, entre otros iones originalmente presentes. La mineralogía también parece apuntar en el mismo sentido. En las dos muestras, el mineral mayoritario o principal es el cuarzo. Los minerales presentes en cantidades importantes, aunque sin ser considerados minerales principales, son goethita, en la muestra 34-III-4-003, y dolomita, en la muestra 34-III-4-006. La goethita está presente en las zonas de alteración supergénica de la mineralización y la dolomita procede con seguridad de la roca encajante de la misma. Los minerales moscovita y caolín han sido reconocidos como minerales accesorios o trazas, en ambas muestras.

Muestra	pH (1/1)	pH (1/10)	CE dS/m (1/10)	%S <sub>Total</sub>	%S <sub>Sulfato</sub>	%S <sub>Pirítico</sub>
34-III-4-003	5,33	3,8	0,204	0,14	0,05	0,09
34-III-4-006	7,43	7,7	0,201	0,83	0,03	0,80

**Tabla 28.** pH, conductividad eléctrica y formas de azufre de las de las muestras de las presas mineras del área de Mijarojos (Cartes).

En cuanto a la conductividad eléctrica, las dos muestras pueden ser calificadas como moderadamente salinas. En la muestra 34-III-4-003, el contenido en azufre en forma de sulfuro es muy bajo, inferior a 0,1%, que es la cantidad que señala el límite para considerar a un residuo minero como inerte, según la Decisión de la Comisión (2009/359/CE). En la **Tabla 29** se ofrecen los resultados de la Contabilidad Ácido-Base, calculados en base a lo establecido por SWG (1998) y RCT (1998). El cálculo de la Contabilidad Ácido-Base, sin embargo, no incluye la valoración de la acidez activa, puesto que no fue medida. La razón es que, cuando se realizaron las labores de inventario de las presas del entorno de Reocín, se constató que casi todas ellas eran de pH ligeramente alcalino, por lo que no era esperable una acidez activa significativa. Para el cálculo de la acidez potencial de la muestra 34-III-4-006 se empleó el factor multiplicador de 62,5 sobre el % de azufre pirítico, que es teóricamente más correcto a pH superior 6,3 (Dold, 2010). Observando los resultados, y teniendo en cuenta el bajo contenido remanente de azufre pirítico, no es esperable una mayor acidificación de la muestra 34-III-4-003, por existir cierta capacidad de neutralización asociada seguramente con la dolomita presente en la muestra. Sin embargo, la presencia de algo de azufre pirítico en la muestra 34-III-4-006 podría llevar a incrementar la acidez, dado el resultado. No es descartable, además, un proceso de ligera acidificación asociada al intenso lavado propio del clima en esta zona.

MUESTRA	% S pirítico	AP (t CO <sub>3</sub> Ca/1000t)	NP (t CO <sub>3</sub> Ca/1000t)	ABA(t CO <sub>3</sub> Ca/1000t)
34-III-4-003	0,09	2,8	26,7	23,9
34-III-4-006	0,80	50,0	36,5	-13,5

**Tabla 29.** pH, azufre pirítico y cálculo del *Acid Base Accounting* de las de las muestras de las presas mineras del área de Mijarojos (Cartes). AP: acidez potencial; NP: neutralización potencial; ABA= NP-AP.



La **Tabla 30** muestra los contenidos de elementos totales de interés. Los valores de algunos elementos son bastante elevados, por lo que los valores de los índices IC son muy altos (señalados en rojo), semejantes a los obtenidos para otros tipos de residuos mineros españoles de minería metálica, especialmente por lo que se refiere al Pb y al Zn. Una primera observación de los datos de dicha tabla, es que, exceptuando el As y el Cu, los residuos más antiguos (34-III-4-003), contienen mayores niveles de elementos que los más modernos (34-III-4-006).

	34-III-4-003	34-III-4-006	Nivel de fondo <sup>a</sup>	Suelo de referencia <sup>b</sup>
As	<b>74,1</b>	<b>78,4</b>	18,4	--
Cd	<b>10,9</b>	<b>9,7</b>	0,2	0,7
Co	<b>24,7</b>	<b>9,0</b>	5,9	--
Cr	<b>98,5</b>	<b>87,6</b>	63,3	24,0
Cu	<b>15,0</b>	<b>24,5</b>	12,2	8,0
Hg	<b>0,22</b>	<0,1	0,04	0,13
Mo	<b>5,9</b>	<b>2,4</b>	0,7	--
Ni	<b>41,4</b>	18,7	19,8	10,0
Pb	<b>3.044,0</b>	<b>892,0</b>	31,8	31,0
Se	6,1	2,8	--	--
V	<b>89,7</b>	<b>86,2</b>	68,9	--
Zn	<b>7.660,0</b>	<b>3.471,0</b>	55,3	116,0
IC	<b>28,8</b>	<b>17,0</b>		

**Tabla 30.** Concentraciones totales (mg/kg) de elementos medidos en las muestras de las presas mineras del área de Mijarajos (Cartes). En negrita los que superan el nivel de fondo. IC: índice de contaminación (Alberruche *et al.*, 2014). a) Nivel de fondo según IGME (2011). b) Datos de un suelo en parcela dedicada a pastos, tomados de López-Arias y Grau-Corbí (2004).

Si se comparan con los niveles de fondo y con los valores pertenecientes al suelo de referencia, los contenidos en Hg y Ni de los residuos del Dique Gamonedo (34-III-4-003), podrían ser origen de contaminación para los suelos del entorno, lo que no ocurre con los residuos de Pozo Jaime (34-III-4-006). Sin embargo, los valores medidos no son

excesivamente elevados y se encuentran por debajo de los valores que serían aceptables para suelos agrícolas (Kabata-Pendias, 1995). En ningún caso, se alcanzan valores preocupantes de Hg o Ni totales en los residuos estudiados, según las guías canadienses sobre calidad ambiental para usos agrícolas (CCME, 2007). En lo que respecta a los contenidos de estos elementos, estos materiales serían aceptables como materiales de recubrimiento o relleno, según el criterio de EPA-Victoria (2007).

Para los elementos Mo y V, no existen valores de contenidos en suelos que pudieran servir de referencia en esta zona. No obstante, los contenidos medidos en la muestra 34-III-4-006 son inferiores a los recomendados en las guías canadienses sobre calidad ambiental para usos agrícolas (CCME, 2007). Considerando estos dos elementos, los materiales estudiados serían aceptables como materiales de recubrimiento o relleno, según los criterios de EPA-Victoria (2007). Sin embargo, el contenido en Mo de la muestra 34-III-4-003 supera el valor de 5 mg/kg, establecido como límite para usos agrícolas (CCME, 2007), y máximo aceptable para materiales superficiales en terrenos mineros por la RCT (1988b). No obstante, el contenido en Mo soluble es muy bajo (**Tabla 31**), y lo normal es que este elemento esté inmovilizado por la presencia de óxidos o hidróxidos de hierro.

En cuanto a los elementos Co y Cu, aunque en las muestras estudiadas se superan los valores que sirven de referencia para suelos, serían aceptables desde todos los puntos de vista, tanto para aprovechamientos agrícolas como para su empleo como materiales de recubrimiento (RCT, 1988b; CCME, 2007; EPA-Victoria, 2007). Los valores solubles de estos dos elementos son también muy bajos (**Tabla 31**). Por otro lado, los valores de Cr medidos en las muestras de residuos son superiores a las referencias locales de suelos y al valor considerado en la guía canadiense para suelos agrícolas (64 mg/kg). Sin embargo, el contenido de Cr soluble es también muy bajo (**Tabla 31**).

En ambas muestras de residuos, el As y el Se superan los niveles propuestos para estos elementos por RCT (1988b), y el As supera con creces los niveles escogidos como referencia para suelos. En ambos casos, se alcanzan valores elevados en los residuos estudiados, según las guías canadienses sobre calidad ambiental para usos agrícolas

(CCME, 2007), e incluso para usos industriales. Sin embargo, según los criterios de EPA-Victoria (2007), los niveles de Se serían aceptables para el empleo de estos materiales como recubrimiento. En las condiciones actuales de los residuos, estos elementos son poco solubles (**Tabla 31**), aunque un aumento del pH podría llevar a elevar la solubilidad de ambos elementos en forma de oxianiones. Con los resultados obtenidos de Contabilidad Ácido-Base, es esperable una progresiva decarbonatación y descenso del pH de la capa superficial de la presa 34-III-4-006, lo que podría reducir la solubilidad de estos elementos y aumentar la de otros.

	34-III-4-003	34-III-4-006	Estándar de calidad de agua
Al	12,4	<b>125,0</b>	50
As	6,4	1,1	10
Cd	<b>12,0</b>	0,48	0,25
Co	3,1	0,1	20
Cr	<0,05	0,12	50
Cu	1,58	1,64	10
Hg	<0,5	<0,5	1
Mo	0,2	1,5	70
Ni	9,4	<0,4	20
Pb	<b>15,1</b>	1,26	10
Se	<0,5	<0,5	1
V	<0,05	0,34	6
Zn	<b>2285</b>	33,3	120
<b>CPP<sub>LAB</sub></b>	<b>22,8</b>	<b>2,2</b>	

**Tabla 31.** Concentraciones solubles ( $\mu\text{g/L}$ ) de elementos medidos en las muestras de las presas mineras del área de Mijarojos (Cartes). Estándar de calidad de aguas y CPP<sub>LAB</sub> (cociente promedio de peligrosidad), según Alberruche *et al.* (2014). En negrita los valores que superan el estándar de calidad de aguas.

Claramente, los elementos que pueden ser más preocupantes en los residuos mineros del Área de Mijarojos son Cd, Pb y Zn. Como puede verse, se constata que en las dos

muestras se superan con creces los valores del nivel de fondo y del suelo de referencia, por lo que, claramente, estos residuos son potencialmente contaminantes de los suelos de su entorno cercano, mediante la dispersión de partículas de residuos mineros por el agua o el viento, si no fuera porque están bastante protegidos por la vegetación colonizadora. Desde el punto de vista de la solubilidad, los residuos de la presa 34-III-4-003 podrían suponer una cierta problemática en lo que se refiere a estos tres elementos mencionados, los cuales son la causa de que se alcance un valor de  $CPP_{LAB}$  algo más elevado, aunque sigue siendo muy bajo. Si, como parece lógico, los residuos de la presa 34-III-4-006 sufrieran una acidificación con el paso del tiempo, podría aumentar la solubilidad de dichos elementos. En esta última presa destaca también el Al soluble, aunque el valor medido es muy inferior al de otros tipos de residuos mineros.

En cuanto a los elementos mayoritarios solubles, las soluciones de lixiviación obtenidas poseen contenidos bajos en  $SO_4^{2-}$ , comparados con otros residuos españoles de minería metálica (65 y 52 mg/L). El resto de aniones es mucho menos importante, a excepción del  $HCO_3^-$  en la muestra 34-III-4-006, donde alcanza el valor de 58 mg/L. El catión mayoritario en estas soluciones es siempre el Ca, seguido del Mg.

Con todo, las condiciones de estos residuos no son especialmente negativas de cara al establecimiento espontáneo de vegetación, especialmente si se consideran las extraordinariamente buenas condiciones climáticas de la zona. La presa Pozo Jaime dispuso de un proyecto de abandono y clausura redactado en 2003, y su correspondiente plan de restauración. En el plan de restauración se contemplaba la aportación de tierra, abonos y enmiendas, la realización de hidrosiembras y la plantación de especies arbustivas en el vaso de la presa. Los taludes fueron tratados durante la fase de actividad, aportándose en algunas zonas tierra vegetal y revegetándose. La vegetación ha cubierto la totalidad de los taludes de los diques, predominando la especie invasora *Cortaderia selloana*, también conocida como plumero o pasto de la Pampa, y en menor medida *Ulex europaeus* o tojo. Destaca también al pie del dique principal, el éxito de una plantación de *Robinia pseudacacia* o falsa acacia y *Acacia melanoxylon* o acacia negra, que crean una pantalla visual que oculta la presa. La falsa acacia fue también plantada en 1927 en los antiguos diques

conocidos como La Barquera y La Viesca, situados al sur de la zona, en las cercanías del río Besaya. Sin embargo, en el vaso, la capa superficial (la que sirvió para la toma de muestras) se compone claramente de lodos de flotación. No parece que se estén produciendo efectos limitantes para la colonización vegetal, a pesar del elevado contenido en algunos elementos potencialmente tóxicos, puesto que el vaso de la presa se encuentra completamente cubierto de vegetación, predominantemente herbácea (**Figura 21**). Sin embargo, sería interesante estudiar en qué medida pueden estar acumulándose en las partes aéreas de las plantas determinados elementos potencialmente tóxicos y cuáles son las posibilidades de transferencia de los mismos hacia las cadenas tróficas. Las especies que se han podido reconocer, de forma no exhaustiva, son: *Agrostis tenuis*, *Festuca arundinacea*, *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata*, *Poa pratense*, *Brachypodium pinnatum*, *Agrostis capillaris*, *Potentilla erecta*, *Plantago lanceolata*, *Polygala vulgaris*, *Achilea millefolium*, *Centaurea nigra*, *Trifolium pratense*, *Trifolium repens*, *Trifolium dubium* o *Lotus corniculatus*. Respecto a las especies arbustivas, estas se limitan en la mayor parte de los casos al tojo, que está presente de forma muy esporádica. En las zonas más húmedas, donde se acumula el agua o laguna de decantación, proliferan juncos (*Scirpus holoschoenus*), carrizos (*Phragmites communis*) y pasto de la Pampa (*Cortaderia selloana*).



**Figura 21.** Arriba: superficie del Dique Pozo Jaime en el año 2006, poco después del cese de actividad. Abajo: la misma superficie en el año 2016.

En cuanto al dique Gamonedo, en el año 2002 se describía como “en estado de restauración avanzada”, con predominio de vegetación arbustiva (tojo y zarzas), aunque se advertía de la quema frecuente. El aspecto que ofrecía en el año 2011,



durante la realización del inventario de instalaciones abandonadas, puede verse en la **Figura 22.**



**Figura 22.** Arriba: superficie del Dique Gamonedo durante las labores de inventario de la presa en 2011. Abajo: la misma superficie en el año 2016, después de haber sido sometido a un desbroce superficial.

El vaso de la presa y las zonas húmedas aparecían en el año 2011 colonizados por el mismo tipo de especies descritas para Pozo Jaime, aunque con una cobertura inferior, existiendo algunas zonas peladas, sin que sea posible saber si se debía a la

compactación o a algún problema de fitotoxicidad. El dique aparece con una escasa cobertura vegetal, de *Cortadería selloana*. En el año 2016, se observó que el vaso había sido completamente desbrozado, quedando en superficie los restos de la vegetación (**Figura 22**), con la única excepción de un rodal formado por varios ejemplares de falsa acacia.

Como nota curiosa, hay que añadir que, dentro del Plan de Acción Local del Municipio de Cartes, se contempló un proyecto de “Restauración ambiental de espacios degradados de los antiguos diques mineros de Gamonedo, La Garma y Dique Pozo Jaime”, el cual tenía como objetivo la recuperación de estos espacios como humedales, además de la erradicación de la especie *Cortadería selloana*, favoreciendo la colonización de especies autóctonas. Es posible que el cambio de aspecto sufrido por el dique Gamonedo (**Figura 22**) tenga que ver con este plan.

### **3. 6. SÍNTESIS FINAL DE LOS ESTUDIOS REALIZADOS**

Los estudios realizados en las diferentes zonas permiten obtener una visión bastante amplia de la problemática de los residuos mineros abandonados de cara a la rehabilitación basada en el establecimiento de vegetación. En ausencia de restitución de los suelos nativos o aporte de “tierra vegetal”, este tipo de materiales presentan diversos condicionantes, los cuales se resumen en la **Tabla 32**. Por un lado, el contenido en nutrientes no ha sido investigado, pero puede suponerse que la falta de fertilidad es un problema generalizado (sobre todo el suministro de nitrógeno). Hay que tener en cuenta que, básicamente, estos materiales son en su origen rocas fragmentadas o molidas y que el nitrógeno no es un componente habitual de las rocas, por lo que su carencia suele ser un impedimento muy importante en residuos mineros, donde no ha existido tiempo de acumulación por fijación biológica. Sin embargo, en residuos de carbón puede haber nitrógeno, aunque muchas veces no es posible saber en qué momento pasará a estar disponible para las plantas. También la baja capacidad de intercambio catiónico es un problema bastante generalizado. Sin embargo, la vegetación silvestre se adapta bien a este tipo de condiciones. Se puede admitir además que, salvo en Reocín, los suelos



naturales que rodean a las instalaciones estudiadas no tendrán una elevada fertilidad.

ÁREA DE ESTUDIO	CLIMA	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS	REACCIÓN	SALINIDAD	TOXICIDAD
Zona del Bierzo	Bastante favorable	Elevada pedregosidad	Desde ligeramente ácidos a ultra-ácidos	Elevada salinidad	Muy probable por Al y, posible por Cu
Área del río Cúa					
Área de Valdesamario	Muy desfavorable	Muy elevada pedregosidad. Compactación	Desde ligeramente ácidos a extremadamente ácidos	Ligera salinidad	Poco probable
Zona de Utrillas-Portalrubio					
Área de la Corta Santa Lucía	Muy desfavorable	Media a elevada pedregosidad	Ultra-ácidos	Extremada salinidad	Muy probable por Al y, posible por Cu, Ni o Zn
Zona de la Sierra de Cartagena					
Área de la cara Norte	Muy desfavorable	Encostramientos locales	Extremadamente ácidos	Extremada salinidad	Muy probable por Al, Cd, Cu o Zn
Área de Portmán					
Área de Portmán	Muy favorable	Encostramientos locales	Desde ligeramente alcalinos a moderadamente alcalinos	Muy alta salinidad	Poco probable
Zona de Reocín					
Área de Mijarajos	Muy favorable	Encostramientos locales y compactación puntual	Desde fuertemente ácido a moderadamente alcalino	Moderada salinidad	Poco probable por Zn

**Tabla 32.** Resumen de condicionantes y características relevantes para la colonización y el desarrollo vegetal de los residuos mineros estudiados.

En las escombreras estudiadas, la naturaleza física de los residuos puede suponer un impedimento grave si la superficie se encuentra compactada. También hay que tener en cuenta que el exceso de elementos gruesos puede dificultar la propagación vegetal a partir de semillas. Sin embargo, una vez producida la colonización de vegetación de carácter silvestre o forestal, la elevada pedregosidad tampoco es demasiado problemática si las condiciones climáticas son favorables. Algunos autores advierten que determinados estériles mineros con tan solo un 20% de finos pueden proporcionar una

buena supervivencia y crecimiento de árboles y arbustos, y con un 25 a 50% han demostrado capacidad para soportar buenos crecimientos de especies forrajeras (Ashby & Vogel, 1994). En el mejor de los casos, como ocurre en Valdesamario, los residuos pueden considerarse ya suelos muy jóvenes, en proceso de desarrollo a partir de una mezcla de rocas fragmentadas y tierra fina.

Los residuos de flotación estudiados presentan condiciones físicas que no pueden considerarse muy desfavorables desde el punto de vista de las posibilidades de enraizamiento y el suministro de agua, salvo por la ausencia de estructura edáfica. Sin embargo, los aspectos químicos se han mostrado fundamentales. Los aspectos determinantes están relacionados con la reacción (el pH), la salinidad y la probable toxicidad debida al aluminio o a algunos de los elementos traza presentes.

El trabajo realizado permite afirmar que, al margen de la localización, la topografía, el clima, las características del entorno y la identificación de los elementos en riesgo, es absolutamente necesario disponer de medios para caracterizar los residuos mineros como punto de partida para el diseño de las medidas de rehabilitación a adoptar en una instalación de residuos abandonada. El estudio y la valoración del potencial contaminante de los residuos estudiados han servido, tanto para constatar la existencia de residuos mineros que pueden considerarse altamente tóxicos y fuentes de contaminación para su entorno (como los de la Corta Santa Lucía, o algunos residuos de flotación de la cara Norte de la Sierra de Cartagena), como para reconocer otros cuyas características permiten contemplarlos como potenciales suelos (como algunos de los estudiados en el valle de Valdesamario), admitiendo claramente la pertinencia de aplicar el concepto de "calidad del suelo" para hacer referencia a sus carencias o aptitudes. En este sentido, se ha comprobado que la batería de análisis propios de la geoquímica y la ciencia del suelo, que han sido empleados en los estudios recogidos en este documento, pueden ser la base para orientar la toma de decisiones, admitiendo algunas mejoras que han sido también comentadas donde se ha considerado procedente. Estos análisis deberían ser complementados con otro tipo de ensayos destinados a conocer las propiedades geotécnicas de los residuos, aún teniendo claro que gran parte del comportamiento de los residuos puede ser inferido a través de la

clasificación granulométrica.

Es necesario insistir en que un reconocimiento más preciso de estas instalaciones hubiera necesitado un muestreo sectorizado sobre la base de las características visibles de la superficie (presencia o ausencia de vegetación, pendiente, compactación, etc.). Como parte de los estudios previos al diseño de medidas correctoras, además de la caracterización de muestras superficiales, se debería incluir la descripción y el muestreo de un número suficiente de perfiles visualizados en calicatas. Una calicata excavada hasta sobrepasar la frontera entre el espesor oxidado y la masa subyacente no oxidada, permitiría apreciar con mayor nitidez y detalle el aspecto de las capas superficiales y fijar la posición del frente de oxidación en ese punto. Varias calicatas bien distribuidas permitirían establecer la posición del frente con respecto a la superficie de la instalación. Por otro lado, donde sea posible, especialmente en presas mineras, puede interesar el uso de muestradores especializados (tipo COBRA) o el empleo de sondeos de tipo geotécnico, con extracción de testigo continuo. Los sondeos de tipo geotécnico se caracterizan por la ligereza, versatilidad y fácil desplazamiento de las máquinas. El objetivo debe ser la obtención de una buena idea de la posición del límite del frente de oxidación, especialmente en aquellos residuos en los que se reconozcan procesos de acidificación superficiales intensos.

Las decisiones a tomar sobre la base de la caracterización geoquímica y edafológica de los residuos serán cruciales para determinar si se puede considerar factible la instalación directa sobre los mismos de una cubierta vegetal, la posibilidad de enmendar las características de los mismos o la necesidad de recubrirlos con otros materiales para la creación de suelos artificiales o su sellado. La definición de umbrales aceptables relativos a acidez, salinidad, y elementos potencialmente tóxicos (metales y semimetales) determinará, en buena parte, las posibles opciones de actuación, por lo que se considera parte importante de lo que las investigaciones actuales y futuras deberían abordar.

La planificación de actuaciones encaminadas al establecimiento de sistemas auto-sostenibles basados en el establecimiento de vegetación sobre instalaciones de

residuos abandonadas puede beneficiarse enormemente del estudio de procesos de colonización vegetal. Ciertamente, el reconocimiento de la vegetación que está presente en los lugares estudiados, no ha sido sistemático ni exhaustivo, puesto que un reconocimiento de esas características hubiera superado los objetivos del trabajo. Sin embargo, sí ha permitido comprobar que, aquellos estériles mineros con características físico-químicas no excesivamente limitantes, permiten la colonización vegetal incluso en ambientes de clima semiárido. Claramente, el contenido total de elementos traza en los residuos, al igual que ocurre en suelos, no es un dato que explique bien la presencia o ausencia de vegetación, incluso si se observan los datos relativos a los elementos que se consideran más fitotóxicos (As, Cu, Ni, Zn). El Zn, por ejemplo, está presente en concentraciones muy elevadas en todas las muestras de presas mineras, pero en aquellas con valores de pH entre ligeramente ácido y moderadamente alcalino, se ha comprobado siempre que existe algún tipo de vegetación capaz de colonizarlas. En algunas de las presas de Portmán no es posible saber si las manchas sin vegetación son causa de mayores contenidos de Zn puntuales (se trataba de muestras compuestas), pero en el área de Mijarajos, toda la superficie de las presas estaba cubierta de vegetación de forma natural, y donde no lo estaba se apreciaba una clara compactación. Este hecho permite nuevamente llamar la atención sobre la importancia de un muestreo orientado por las características superficiales (incluyendo la presencia de vegetación y su tipología) y, si es posible, por sectores identificados en base a estas, siempre que se llegue a plantear cualquier clase de actuación sobre los depósitos de residuos. De todos modos, aunque un muestreo diferente hubiera permitido explicar mejor lo que está sucediendo en las instalaciones estudiadas, los factores fisicoquímicos que restringen el establecimiento temprano de la vegetación espontánea son todavía poco conocidos. No obstante, cuando las instalaciones llevan abandonadas suficiente tiempo, la ausencia de vegetación parece ser un claro síntoma de toxicidad, la cual puede deberse a elevados contenidos en elementos traza, a condiciones extremas de salinidad o acidez, o a una combinación de varios factores. Si se consideran de nuevo algunas de las presas mineras cercanas a Portmán (Murcia), en términos generales, puede admitirse que determinados tipos de residuos mineros, por sí solos, permiten cierta colonización vegetal, incluso en condiciones climáticas poco favorables. Puede pensarse que, en este caso concreto, los elementos traza están estabilizados por la propia naturaleza

alcalina de los residuos, y no es esperable un proceso intenso de acidificación con el tiempo por lavado de bases, debido a la sequedad del clima. Es decir, algunos de estos residuos aparentan estar a un paso de la fitoestabilización, pareciendo factible actuar sobre las carencias edáficas y promover la vegetación sobre la base de la que ya se reconoce actualmente. En condiciones climáticas mejores se han observado residuos mineros que permiten una importante colonización de la vegetación, como en la zona de Valdesamario (León) o la de Mijarajos (Reocín, Cantabria). Un reconocimiento previo más exhaustivo de estos procesos, cuando ocurren, puede resultar de gran valor para orientar la toma de decisiones sobre el diseño de medidas de rehabilitación de instalaciones abandonadas.

El estudio ha permitido reconocer numerosas especies interesantes de cara a la rehabilitación de residuos mineros abandonados. Por ejemplo, destacan las leguminosas arbustivas y los sauces en la provincia de León. Se ha corroborado también la importancia que pueden tener especies como el pino carrasco (*Pinus halepensis*) en presas mineras del sureste español, así como otras especies prácticamente nuevas, desde el punto de vista de su reconocimiento en la bibliografía existente, tales como el bayón (*Osyris lanceolata*) o el salado (*Salsola oppositifolia*). Como se mencionó, la utilización de especies que aparecen de manera espontánea representa, en principio, la opción más sencilla y económica para la fitoestabilización. Sin embargo, no hay que olvidar que si en algún hipotético caso se decide basar la rehabilitación de una instalación abandonada aplicando procesos de fitoestabilización, además de un seguimiento de estos procesos durante un buen número de años, será obligado estudiar durante un tiempo en qué medida pueden acumularse en las partes aéreas de las plantas determinados elementos potencialmente tóxicos y cuáles son las posibilidades de transferencia de los mismos hacia las cadenas tróficas.

#### **4. REVISIÓN DE TÉCNICAS Y MEDIDAS CORRECTORAS IMPLEMENTADAS PARA LA CREACIÓN DE UN SISTEMA SUELO-VEGETACIÓN EN INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS**

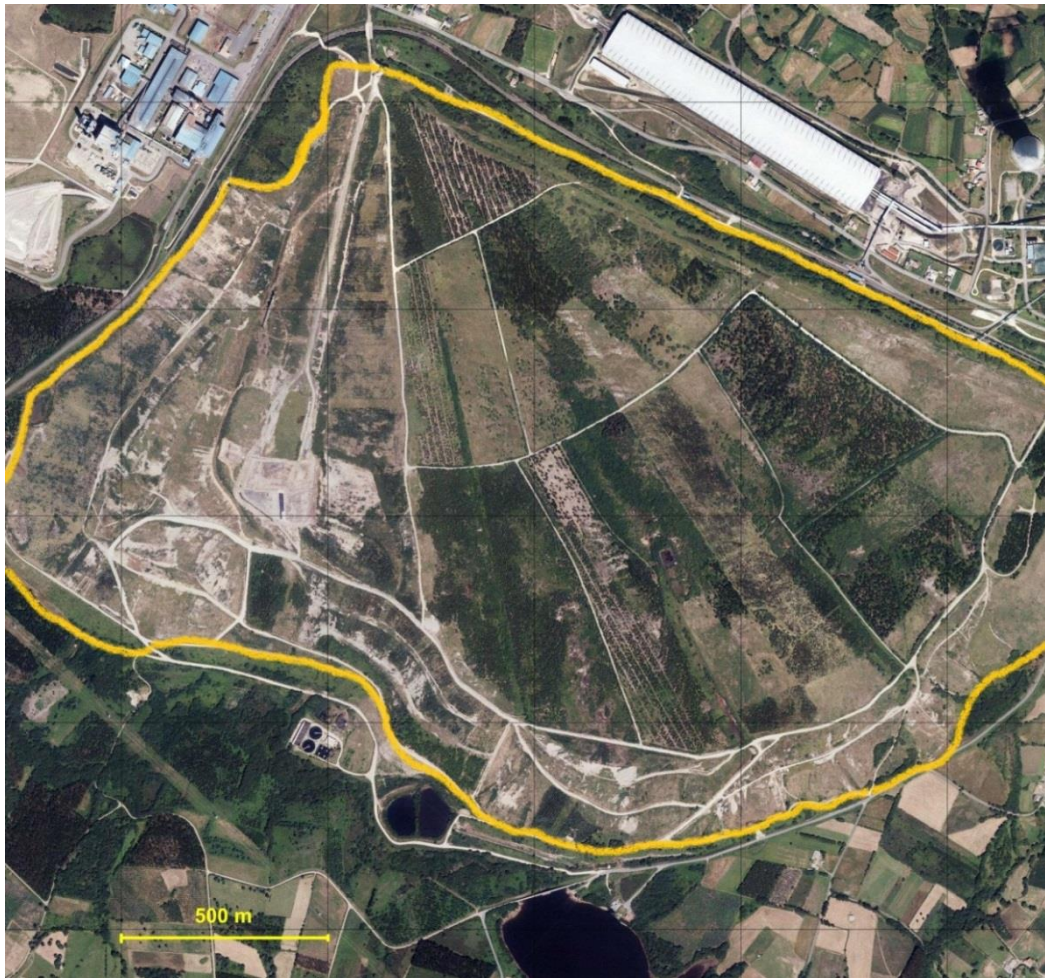
Este capítulo aborda casos específicos de trabajos de investigación desarrollados para la rehabilitación del sistema suelo-vegetación en instalaciones de residuos mineros. Algunos de ellos documentan resultados de investigaciones desarrolladas a lo largo de mucho tiempo, con aplicación real en procesos de rehabilitación de minas que estaban en activo. Otros casos se refieren a experimentos desarrollados sobre instalaciones de residuos que estaban abandonadas desde hace bastantes años. La selección reúne ejemplos referentes a residuos generados por distintos tipos de minería (agrupados en minería de carbón y metálica) y repartidos por toda la geografía española. Se ha puesto especial atención en reconocer cuáles de las medidas adoptadas se pueden considerar exitosas, así como en averiguar las posibles causas que limitaron el éxito en aquellos casos en los que el resultado no fue el esperado.

##### **4. 1. MINERÍA DE CARBÓN**

Los casos que se van a comentar en este apartado se refieren a minas de carbón a cielo abierto de gran importancia. En la mayor parte de los casos, es justo reconocer que, aun habiendo iniciado sus actividades con anterioridad a la promulgación de las primeras leyes españolas que obligaban a la restauración de los terrenos alterados por la minería a cielo abierto, se han convertido en auténticas escuelas sobre el diseño y aplicación de medidas correctoras, la implementación de procedimientos de restauración o rehabilitación, y protocolos de control ambiental. En buena parte, los responsables de estas explotaciones se vieron movidos a actuar como consecuencia de tener que hacer frente a dificultades surgidas a la hora de controlar la hidrología superficial y la calidad de las aguas, de forma que se pudieran cumplir las exigencias de los organismos gestores del agua. En otros casos, las iniciativas tomadas lo fueron por voluntad propia y celo profesional, siendo desarrolladas en la práctica del día a día sobre el terreno, a veces con el apoyo de grupos de investigación procedentes de la universidad a los que se les solicitó colaboración o se les permitió trabajar.

#### 4. 1. 1. Explotaciones de lignitos en As Pontes y Meirama

Entre los estudios realizados sobre estériles mineros y superficies de escombreras mineras, destacan todos los que se desarrollaron en las grandes explotaciones de lignito gallegas. Los trabajos publicados referentes a las minas a cielo abierto de lignitos de Meirama (**Figura 23**) y de As Pontes se refieren, en ambos casos, a actuaciones que se efectuaron estando en activo las dos explotaciones.



**Figura 23.** Imagen área de las escombreras de Lignitos de Meirama, aproximadamente delimitadas con una línea gruesa amarilla (imagen de fondo obtenida en <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html> (©Instituto Geográfico Nacional).

La escombrera exterior de la mina de As Pontes se fue conformando desde finales de los años setenta hasta 2002, mientras que la escombrera de interior se originó entre los años 1999 y 2007. En su conjunto ocupan unas 1.400 ha. La escombrera exterior ha sido la que

ha dado lugar a un mayor número de trabajos de investigación, hasta obtener un conocimiento preciso de la manera de conformarla y de aplicar métodos de rehabilitación. El sistema de vertido con apiladoras se realizó de manera que se produjo una superficie final de forma escalonada, constituida de modo general por bermas o terrazas de 60-100 metros de anchura (2,5% de pendiente) y taludes (20% de pendiente). Inicialmente, sobre los estériles se extendía una capa de tierra vegetal, que se obtenía en zonas de la explotación que iban a quedar cubiertas por residuos mineros o a ser excavadas. Pronto se vio que esta forma de hacer las cosas no daba buenos resultados, generándose aguas ácidas debido al elevado contenido en piritas de los estériles pizarrosos que se estaban vertiendo en la escombrera. Dado que la tierra vegetal se consideró un bien limitado y costoso, se empezó a plantear la necesidad de realizar una selección de los estériles, para dejar en superficie los menos problemáticos y recubrir los de peor calidad. De este modo se llegó a establecer una secuencia que, básicamente, consiste en la selección de estériles y el vertido sobre superficies finales, a lo que sigue el aporte de tierra vegetal, de encalantes o de enmiendas orgánicas, en función de las características de los estériles. Como se verá en las páginas que siguen, poco a poco se fue desechando el empleo de determinadas pizarras y arcillas carbonosas ricas en sulfuros para pasar a utilizar pizarras con menor contenido en sulfuros mezcladas con cenizas volantes de la central térmica de As Pontes (Val Caballero *et al.*, 1991).

En un primer trabajo, Leiros de la Peña *et al.* (1989) estudiaron materiales estériles situados en las plataformas de las escombreras en la Mina de As Pontes (pizarras troceadas y arcillas con restos de lignitos). Se muestrearon los 10 cm superiores, siendo cada muestra individual la unión de cinco sub-muestras tomadas al azar dentro de un cuadrado de 4 m × 4 m. Se analizaron parámetros edáficos corrientes como pH, materia orgánica fácilmente oxidable, nitrógeno total y textura, además de óxidos totales, complejo de intercambio catiónico y estudio mineralógico de las fracciones tierra fina y arcilla. A partir de los resultados se observó que los estériles mineros de As Pontes poseían un elevado nivel de acidez total, recomendándose que, en lo sucesivo, dichos materiales no fueran empleados para construir la capa superior del futuro suelo de las escombreras.



Macías *et al.* (1990) tomaron 35 muestras que estimaron representativas de las plataformas y los taludes de las escombreras de As Pontes (que ocupaban 210 ha por entonces). El objeto era medir contenidos totales de metales pesados y algunos otros parámetros edáficos a dos profundidades: 0-10 y 10-30 cm, para evaluar el riesgo de fitotoxicidad. Los contenidos totales de metales pesados en las escombreras resultaron moderados o bajos, y similares a los existentes en suelos desarrollados sobre materiales sedimentarios, no superando de modo manifiesto las concentraciones indicativas de riesgo de fitotoxicidad.

Urrutia *et al.* (1992) analizaron un total de 76 muestras de estériles en As Pontes. 67 de ellas procedían de la mezcla de estériles: arcillas, lignitos de mala calidad, arenas, materiales margosos, cenizas volantes y fragmentos de filitas. El resto correspondían a lignitos y filitas. Según se deduce de la referencia citada, todas fueron tomadas previamente al vertido. La intención de los autores fue caracterizar el máximo potencial de generación de acidez de las muestras para evaluar la idoneidad de los materiales de cara a su depósito en la superficie de las escombreras. También se analizó la máxima capacidad de neutralización potencial de las muestras. Se vio que, en muchas muestras, la capacidad de neutralización potencial excedía al 90% de la capacidad potencial de generación de acidez, aunque también se obtuvieron valores negativos en algunos tipos de estériles, sobre todo, en muestras de lignitos y arcillas carbonosas. En ensayos en los que se trataba de corregir la extrema acidez de estériles arcillosos, se consiguieron buenos resultados utilizando las cenizas volantes de la Central Térmica de As Pontes (500 a 1000 Mg/ha) (Val Caballero *et al.*, 1991; Seoane y Leirós, 1992; Seoane y Leirós, 2001).

Monterroso *et al.* (1992) analizaron soluciones obtenidas por desplazamiento en columna de diferentes tipos de estériles muestreados sobre parcelas experimentales. Encontraron una gran variabilidad de valores de pH, conductividad eléctrica, Al, Fe y metales pesados, que venía determinado por el contenido inicial en sulfuros. Comprobaron que, en las parcelas más recientes, la mejor selección de los materiales, la adición de cenizas volantes como enmendantes o mezcladas con el material vertido y los tratamientos con enmiendas llevaron a una mejora de las condiciones de acidez.

Monterroso *et al.* (1993a, b) también estudiaron los niveles de macronutrientes y de elementos de traza en la superficie de la escombrera de As Pontes. El estudio se centró en tres parcelas con vegetación pratense delimitadas sobre la superficie en proceso de restauración ambiental. Las labores de restauración se iniciaron en 1987. Los materiales originales en dos de las parcelas fueron pizarras del zócalo de la cuenca de explotación, consideradas inicialmente de buena calidad (baja acidez y escaso contenido en sulfuros) que además recibieron enmienda caliza; la tercera parcela se construyó sobre una mezcla de materiales seleccionados, formada por sedimentos terciarios procedentes de la cuenca, pizarras de su borde y cenizas derivadas de la combustión de lignito, de reacción generalmente alcalina. Se tomaron muestras superficiales de suelos (0-15 cm) y de vegetación herbácea antes de su floración en 8 puntos, en dos transectos paralelos marcados a lo largo de las parcelas de estudio, con una separación entre 25 y 35 m según la longitud de la parcela. Se evaluó el estado nutritivo de algunas especies herbáceas (*Trifolium repens*, *Dactylis glomerata*, *Festuca arundinacea* y *Lolium perenne*) establecidas en las parcelas, relacionándolo con las características de los suelos mediante el análisis de contenidos metálicos teóricamente biodisponibles (Fe, Mn, Zn, Cu, Co, Ni, Pb y Cd extraídos con ácido Dietilen-triamino-penta-acético o DTPA), así como la composición mineral de las plantas. Se encontraron diferencias según la especie vegetal considerada, y contenidos de Mg y N en planta ligeramente bajos, aunque sin alcanzar valores limitantes para el desarrollo vegetal. El resto de los macronutrientes (Ca, K y P) y elementos traza estaban dentro del rango de concentración considerado como normal. Los niveles de metales biodisponibles en los suelos en desarrollo sobre la escombrera de As Pontes fueron también algo superiores a los medidos en suelos naturales del entorno (Monterroso *et al.*, 1993a, b), aunque resultaron estar muy por debajo de los límites máximos de toxicidad propuestos para suelos de mina por Schafer *et al.* (1979). A partir de estos estudios se concluyó que las técnicas de corrección que se venían realizando (encalado, aporte de cenizas volantes y recubrimiento con sedimentos y suelos) eran capaces de mejorar las condiciones iniciales de los estériles pizarrosos y arcillosos, disminuyendo la movilidad de los metales pesados.

Monterroso *et al.* (1997) estudiaron la posible fitotoxicidad generada en los diversos tipos de estériles que se llevaban a la escombrera, reconocidos como dominantes en una serie de parcelas de estudio: horizontes superficiales de suelos naturales, cenizas volantes, arcillas carbonosas ricas en sulfuros, diferentes tipos de pizarras, y mezcla de sedimentos, pizarras y cenizas. Comprobaron que el declive de la vegetación estaba más relacionado con la propia acidez generada y la salinidad que con el elevado contenido en aluminio. Explicaron que el elevado contenido en calcio, magnesio y sulfatos puede tener un importante papel en la detoxificación del aluminio.

En cuanto a la vegetación, las primeras áreas restauradas en As Pontes, lo fueron con aportes de tierra vegetal sobre estériles acidificantes recubiertos de tierra vegetal y plantaciones de *Pinus insignis*, *Betula pubescens*, *Eucaliptus* spp. Posteriormente se planteó revegetar en fases sucesivas, introduciendo primero especies pratenses (especies como *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*, y tréboles) para después realizar plantaciones de matorral (*Ulex* y *Cytisus*) y de especies arbóreas (alisos y abedules especialmente, junto a especies más exigentes como robles, castaños, arces, servales). En general, las áreas arboladas dominan actualmente en los taludes, existiendo en las plataformas mayor variedad de formaciones vegetales.

En Meirama las labores de rehabilitación consistieron fundamentalmente en la remodelación de los taludes de vertido de los estériles dejando pendientes de unos 14°. Sobre esa superficie final se llevaron a cabo hidrosiembras en los taludes y siembras convencionales en las zonas de escasa pendiente (Galán Regalado, 1995a).

En el citado trabajo de Leiros de la Peña *et al.* (1989) se estudiaron también materiales estériles de la escombrera exterior de Meirama, compuestos de jabre de granito y mezclas de arcillas con granito y esquistos alterados. Se analizaron parámetros edáficos corrientes como pH, materia orgánica fácilmente oxidable, nitrógeno total y textura, además de óxidos totales, complejo de intercambio catiónico y estudio mineralógico de las fracciones tierra fina y arcilla. A partir de los resultados se dedujo que los estériles de Meirama, generalmente con nulo contenido en piritita, no debían ofrecer problemas graves de cara a la recuperación. También en Meirama se observó que los niveles de Co

y Ni extraídos con ácido diluido en suelos sobre estériles mineros fueron ligeramente superiores a los de los suelos naturales de Galicia. Sin embargo, evaluando el riesgo de movilización, se determinó que el Zn era el elemento con mayor riesgo de movilización, seguido de Co y Cu (Seoane *et al.*, 1991).

Las principales conclusiones obtenidas de los diferentes estudios realizados con objeto de llevar a cabo la recuperación de las escombreras de Meirama (La Coruña) se recopilaron en una edición conjunta de la Universidad de Santiago de Compostela y LIMEISA. En la mencionada edición se procedía, en primer lugar, a describir los distintos tipos de estériles desde el punto de vista de sus propiedades edáficas. Los estériles de la mina se fueron depositando en la escombrera mezclados en diferentes proporciones, lo que dio lugar a una cierta variabilidad. Aun así, fue posible establecer unos rangos predominantes en lo que se refiere a las propiedades físicas (Seoane *et al.*, 1995):

- Contenido en elementos gruesos entre el 30 y 40%.
- Texturas Francas o Franco-arenosas.
- Densidad aparente muy elevada y porosidad total muy baja, sin macroporos.
- Conductividad hidráulica muy lenta o lenta.
- Ausencia de estructura edáfica.
- Baja capacidad de retención de agua.

Como es sabido, la densidad aparente es una medida ampliamente utilizada para estimar el grado de compactación del suelo. Este parámetro tiene una relación muy directa con la estructura y porosidad y puede ser un indicador a través del cual el proceso de rehabilitación puede ser parcialmente evaluado. De acuerdo con esto, Leirós de la Peña *et al.* (1995) explicaron cómo los suelos de un año desarrollados sobre los estériles de la mina de Lignitos de Meirama poseían valores de densidad aparente muy elevados ( $1,7 \text{ Mg/m}^3$ ), disminuyendo progresivamente con la edad hasta alcanzar cifras de  $1,09 \text{ Mg/m}^3$  en suelos de cinco años.

En cuanto a las propiedades químicas, también se observó gran variabilidad, destacando en este sentido el valor de pH para un total de 131 muestras. Se puede recalcar, sin embargo, el predominio de valores siempre bajos de C oxidable y de N, así

como los de la capacidad de intercambio catiónico y los niveles de elementos asimilables. Por su interés, es necesario subrayar que también se efectuaron análisis de la actividad microbiana de muestras de estériles mineros, de modo que pudieron compararse los valores de actividades enzimáticas obtenidos con los conocidos para suelos naturales de Galicia. Todas las determinaciones realizadas pusieron de manifiesto una actividad enzimática muy baja (Seoane *et al.*, 1995).

Además de apuntar la posibilidad de la aparición de problemas puntuales derivados de la oxidación de sulfuros, en el análisis de la problemática de los estériles se hizo una apreciación enormemente interesante: “el riesgo de contaminación por transferencia de iones al medio puede parecer poco importante dada la escasez del estéril en elementos solubles o cambiables; sin embargo, estas pérdidas pueden llegar a ser importantes cuando se añadan fertilizantes al estéril, operación imprescindible para su revegetación. Los elementos en forma iónica son retenidos en los suelos en posiciones de cambio, pero si éstas se encuentran ausentes, los elementos añadidos quedan en la solución del suelo, con lo que se posibilita su pérdida por lavado” (Seoane *et al.*, 1995). De este modo, se llamaba la atención sobre un problema que se suele olvidar o dejar de lado, pero que se produce muchas veces cuando se pretende instalar la primera cubierta vegetal sobre este tipo de materiales, haciendo uso de fuertes dosis de siembra, acompañadas de grandes cantidades de fertilizantes. Al margen de esto, Leirós *et al.* (1996), mostraron también como la incorporación de purín de vacuno sobre los estériles mineros de Lignitos de Meirama puede servir para mejorar rápidamente las capacidades edáficas básicas de producción, degradación de compuestos y filtrado.

Si bien es cierto que todas las anteriores aportaciones son de gran valor, tal vez lo más destacable es el capítulo dedicado a analizar la evolución de los suelos en incipiente grado de formación sobre las superficies ya revegetadas, por la incidencia que tal evolución puede tener sobre la estabilidad a largo plazo. Leiros de la Peña *et al.* (1995) describieron cómo la capa superficial de los perfiles de los suelos de las escombreras fue mostrando distintos rasgos indicativos de la acción de procesos edafogénicos. Estos rasgos eran: el enraizamiento, en ocasiones muy denso; la formación de

estructura del suelo, generalmente de tipo migajoso; o bien, la presencia de coloraciones más oscuras en la superficie del perfil, debido al enriquecimiento de dicha capa en materia orgánica humificada. Se argumentó que la presencia e importancia de estos rasgos estaba relacionada con la edad del suelo. Así, en perfiles de suelos de 1 y 2 años de edad, no existía apenas diferenciación morfológica entre la parte superior y el resto del perfil. El único rasgo distintivo entre las capas más superficiales y el resto fue la presencia de un fuerte enraizamiento, consecuencia del vigoroso crecimiento mostrado por las gramíneas y leguminosas comerciales. En los suelos de 3 años fue posible observar una pequeña capa (de 2 cm) con una ligera estructura, en unos casos migajosa, y en otros poliédrica. Sin embargo, el rasgo morfológico que permitía separar más claramente esta capa de la inferior es la densidad de enraizamiento, muy escasa en esta última capa. En los perfiles de 4 años la separación entre horizontes fue más clara que en los de 3 años. Generalmente se observó un límite neto entre la capa superficial y las siguientes. En todos los casos, el horizonte superficial presentó fuerte enraizamiento, estructura migajosa y menor abigarramiento de colores que las capas subyacentes. El espesor de esta capa superficial llegó a alcanzar los 15 cm pero, en general, solo se reconocía en los primeros 5 cm. En los suelos de 5 años se advirtió ya un horizonte superior granular de hasta 28 cm, con límite neto sobre una capa de estructura poliédrica. Todos los perfiles descritos fueron siempre de tipo AC, es decir un horizonte superficial enriquecido en materia orgánica A sobre un horizonte C, o material no consolidado no afectado de forma apreciable por procesos biológicos. Se calculó la velocidad media de formación del horizonte superior en unos 2,4 cm/año. En cinco años, el horizonte superficial alcanzó una porosidad total de 60%, que es similar a la de los suelos naturales gallegos. El descenso de la densidad aparente fue notorio en los primeros 15 cm. A pesar de esta evolución tan rápida, al comparar el horizonte superior de los suelos de las escombreras con los de los suelos naturales de Galicia se dedujo que todavía existían grandes diferencias. La porosidad total en los suelos naturales se reparte de tal forma que el mayor porcentaje corresponde a los macroporos (más del 50%) y el menor a la porosidad higroscópica. Sin embargo, en la mayor parte de los suelos formados sobre los estériles de la mina de Meirama, el reparto de la porosidad total fue opuesto: los macroporos no alcanzaron el 20% y los microporos representaban más del 50%. En las capas superficiales se observaron

también mejoras en cuanto a la conductividad hidráulica, la capacidad de retención de humedad, la capacidad de amortiguación, la capacidad de intercambio catiónico y un aumento de la actividad microbiana, aunque esta última característica todavía de valor muy bajo en un suelo de 7 años. Todos estos cambios son favorecedores de la estabilidad.

En cuanto a la vegetación, Galán Regalado (1995a, b) realizó una revisión sobre las labores de introducción de vegetación en las escombreras de Meirama y su evolución. Se sembraron inicialmente mezclas de gramíneas y leguminosas herbáceas tales como: *Lolium multiflorum* (raigrás italiano), *Lolium perenne* (raigrás inglés), *Dactylis glomerata* (dactilo), *Festuca arundinacea* (festuca elevada), *Festuca rubra* (festuca roja), *Poa pratensis* (poa de los prados), *Trifolium repens* (trébol blanco), *Trifolium pratense* (trébol violeta), *Vicia sativa* (veza común) y *Vicia cracca* (arveja). Las siembras se realizaron de diversas formas. La siembra en hileras se empleó únicamente en algunas zonas de topografía llana o muy suave, cuyo sustrato era especialmente adecuado para esta técnica, al tener el suelo suelto y con escasa compactación y pedregosidad. La siembra a voleo fue utilizada en zonas con una topografía similar a la anterior. Se usó una máquina abonadora centrífuga, acoplada a un tractor que en una pasada distribuía la mezcla de semillas y, en otra, abono mineral granulado. La hidrosiembra fue, con gran diferencia, el método más extensamente utilizado de siembra en la escombrera. También se realizaron plantaciones con diversas especies, tanto autóctonas como naturalizadas en el entorno de la mina: *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus*, *Acacia dealbata*, *Acacia melanoxylon*, *Betula alba*, *Alnus glutinosa*, *Salix atrocinerea*, *Quercus robur* y *Juglans regia*.

Del estudio del desarrollo de la vegetación sembrada para revegetar las escombreras de Meirama y de la posterior colonización de éstos por especies espontáneas autóctonas, se pudieron extraer importantes conclusiones, tanto sobre la sucesión ecológica natural como sobre las especies que mejor se adaptaron a estos nuevos suelos y que pueden ser, por tanto, las más idóneas para las labores de recuperación. De las especies vegetales seleccionadas para la revegetación inicial, el desarrollo en el tiempo fue menos favorable para las herbáceas forrajeras y de mayor porte. De entre

las especies de gramíneas, las perennes más rústicas, con mayor capacidad de formar macollas duras y adaptadas a las condiciones ambientales locales (*Dactylis glomerata*, *Festuca arundinacea*, etc.) fueron las que dieron los mejores resultados. Destacó la extraordinaria implantación y favorable desarrollo del trébol blanco (*Trifolium repens*) de entre todas las leguminosas sembradas. Por otro lado, la invasión de especies vegetales espontáneas se produjo con gran rapidez. Se interpretó que este hecho se vio favorecido por la estabilización y estructuración del suelo, lo que tal vez fue acelerado por la siembra e implantación de las herbáceas comerciales. La diversidad de especies colonizadoras autóctonas se incrementó proporcionalmente a la antigüedad del suelo, alcanzándose valores elevados ya a partir del cuarto año. Las especies colonizadoras espontáneas predominaron ya a partir del quinto o sexto año. Las formaciones de matorral se revelaron como las comunidades invasoras de estos suelos con mayor capacidad estabilizadora y recuperadora del terreno, además de una mayor rapidez de invasión (comunidades de *Ulex* sp. y *Cytisus* sp.). Finalmente, al borde de canalizaciones de agua, se establecieron con gran rapidez comunidades arbóreas, estructurándose al cabo de tan solo 3-4 años como auténticos bosquetes de ribera.

Otro trabajo en el que se aportan datos interesantes sobre los procesos de rehabilitación de la escombrera de Meirama es el de Pedrol *et al.* (2010). Dicho trabajo explica cómo se realizaron ensayos en tres bancos de estériles: S1, construido en 1984 y revegetado con un cultivo poco productivo de *Eucalyptus globulus*; S2, depositado en 1988 en una zona propensa a las inundaciones y sembrada con raigrás italiano (*Lolium multiflorum*) inmediatamente después del vertido; y S3, consistente en estériles vertidos en 2007, a los que se superpuso una delgada capa procedente de suelos vecinos. Los tres bancos fueron abonados con 550 kg de fertilizante NPK 15:15:15 por hectárea inmediatamente después del vertido. En abril de 2008, se establecieron parcelas experimentales subdivididas en sub-parcelas que fueron seleccionadas al azar para la aplicación de los siguientes tratamientos: (a) ningún fertilizante (ensayo de control); (b) compost, con un pH de 7,6 y contenido en materia seca de 77,7%, con 2,29% de N total, 0,72% de P, 0,47% de K y materia orgánica del 45%, el cual se aplicó a razón de 20 Mg/ha; (c) piedra caliza molida, con 48% de CaCO<sub>3</sub> y aplicada en una dosis de 8 Mg/ha y (d) una dosis de 200 kg/ha de fertilizante mineral NPK 12:12:17. Se



encontraron diferencias significativas en todos los parámetros estudiados entre los bancos, como consecuencia obvia de sus diferentes edades edafogenéticas. Los suelos en S1 tenían un pH más alto (6,3) y una composición más equilibrada de nutrientes, aunque con una limitada capacidad de intercambio catiónico. La alta acidez de los suelos en S2 y S3 (pH <5,5) resultó ser un factor limitante para la producción vegetal. Todos ellos presentaron limitaciones por el contenido en K y algo menos en P. El contenido en materia orgánica fue adecuado en todos los suelos y algo mayor en S3, donde el estéril minero había sido recubierto con una capa superior del suelo orgánico.

Los resultados obtenidos en este estudio sugerían la necesidad de revisar los patrones de fertilización para los bancos de estériles de lignito con vistas a su revegetación. El aporte de abono mineral NPK aumentó sustancialmente la producción de plantas a corto plazo, aunque condujo a un predominio de pratenses a expensas de la diversidad de especies en el mediano plazo. Se recomendó que cualquier combinación de caliza con abono mineral utilizado se aplicara de forma fraccionada, con el fin de mejorar la fertilidad y el contenido de bases de intercambio de manera más gradual, evitando desequilibrios fuertes y pérdidas de nutrientes (especialmente el N). Se vio que el compost mejoraba la producción de la planta en el mediano plazo y proporcionaba un incremento de la diversidad de especies, además de que los efectos sobre la fertilidad eran más duraderos. El compost proporcionó un arranque de la actividad metabólica, estimada a través de la respiración del suelo, el cual es un indicador sensible y fiable de la salud biológica del suelo. Se recomendó que la aplicación de compost fuera también secuencial, combinada con una corrección a base de dolomía, para facilitar el establecimiento de leguminosas y otras dicotiledóneas, con el fin de aliviar la toxicidad de Al y mejorar el contenido en Mg, que resultaba ser un factor limitante.

#### **4. 1. 2. Estériles y escombreras mineras en la provincia de León**

En la provincia de León se realizaron algunos estudios de caracterización edafológica de zonas recubiertas de estériles mineros, remodeladas y en proceso de rehabilitación. Los resultados obtenidos, junto con los obtenidos en otras zonas, dieron lugar a un informe del IGME (IGME, 2003) y una serie de artículos publicados (Arranz-González, 2006, 2011).

La información que sigue ha sido extraída fundamentalmente de los trabajos mencionados.

Se delimitaron dos zonas, que sirvieron como marco de situación territorial de aquellos lugares en los que se encontraron circunstancias favorables para el desarrollo de los trabajos de campo, denominadas: Carrasconte (El Salguero) y la Corta de Las Ranas. La zona denominada Minas de Carrasconte (el Salguero) se sitúa a unos tres kilómetros de la población de Piedrafita de Babia, dentro del término municipal de Cabrillanes. Se accede a ella desde la carretera LE-623, tomando el camino del Santuario de Nuestra Señora de Carrasconte. Era un hueco minero no completamente rellenado con estériles, con una zona deprimida, encharcadiza, descentrada hacia el norte. Según palabras de los responsables de la empresa, la superficie del terreno se recubrió con tierras y se hidrosembró el año anterior al inicio del proyecto, esperando que un tipo de matorral de leguminosas se fuera introduciendo espontáneamente durante el año 2002. Sin embargo, durante la realización de los trabajos de campo, toda la zona de estudio estuvo más o menos cubierta por una pradera mixta, dominada por gramíneas, con presencia de leguminosas herbáceas. En el valle de Valdesamario, desde el año 1995 hasta el año 2001, se realizaron algunas operaciones de remodelación topográfica, así como plantaciones de pinos silvestres y abedules, en la práctica totalidad de las áreas alteradas, con resultados variables pero siempre pobres. Más concretamente, en la Corta de las Ranas se realizaron operaciones de movimiento de tierras con objeto de favorecer la integración en el paisaje de los terrenos alterados mediante la remodelación de las escombreras. En algunos sectores, los estériles típicos de minería de carbón (carbonosos de colores grises y negros) se recubrieron con otros más pardos con apariencia o importante proporción de suelos nativos. El resultado fue siempre una colonización vegetal mucho más intensa en estos últimos, reconociéndose una importante presencia de matorrales de la familia de las leguminosas en algunos de ellos (**Figura 24**). En Carrasconte, la cubrición de los estériles carbonosos con tierra vegetal fue la norma en toda la superficie de estudio.

Las características físicas de las muestras superficiales de los suelos en la zona de la Corta de las Ranas resultaron bastante limitantes. Los valores de densidad aparente, con una

sola excepción, fueron elevados (desde 1,11 a 2,12 Mg/m<sup>3</sup>). La compactación superficial se hizo patente durante la toma de muestras. El contenido en elementos gruesos siempre superó el 60%, llegando a alcanzar el valor de 77,7%. Dominaban los fragmentos de areniscas y lutitas, a veces con carbón. Las texturas de las muestras analizadas fueron Franco-arenosas en general, y Franco-arcillo-arenosas en dos casos. Las muestras superficiales de los suelos mineros de Carrasconte fueron algo más arcillosas que las de Valdesamario (Corta de las Ranas). Las texturas resultaron mayoritariamente Franco-arcillo-arenosas. El contenido en elementos gruesos osciló aproximadamente entre 60 y 80%. Dominaban los fragmentos de areniscas, cuarcitas y lutitas. La compactación fue también elevada (con valores superiores a 1,7 Mg/m<sup>3</sup>). Los valores de la densidad aparente medidos sobre agregados de suelo también indicaron un elevado grado de compactación en los suelos mineros de Valdesamario y Carrasconte, siendo bastante superiores a los valores obtenidos en muestras de suelos naturales de ambas zonas.



**Figura 24.** Imagen que muestra parte de la remodelación topográfica realizada en la Corta de las Ranas, dejando una zona deprimida, que acumula agua y se ve en el centro de la imagen. Las superficies más recubiertas con matorral de leguminosas al fondo y a la derecha, recibieron un tapado con estériles de mejor calidad. En la actualidad, la vegetación ha progresado mucho en toda la superficie, a excepción de los pinos que fueron plantados y se observan en segundo plano.

En cuanto a las características químicas superficiales, en Carrasconte, el pH estaba entre

4,97 y 7,80. En los de menor pH, la acidez de cambio llegó a ser importante (hasta 1,9 para una capacidad total de intercambio catiónico (CIC) de 6,91 cmol(+)/kg). Los valores obtenidos para el contenido en materia orgánica fueron, en general, aceptables o elevados (entre 2,82 y 5,69%). El pH fue muy fuertemente ácido en cinco de los doce sectores diferenciados en la Corta de las Ranas, y fuertemente ácido en cuatro sectores. En el resto osciló entre moderadamente ácido y ligeramente ácido. En algunos casos la acidez de cambio resultó bastante elevada, lo que teóricamente puede suponer problemas de toxicidad por aluminio. Los valores de CIC resultaron muy bajos en general (de 4 a 6,5 cmol(+)/kg). Los valores de materia orgánica oscilaron entre 0,42% y 2,95%). Algunas áreas con elevada cobertura vegetal, en las que destacaba la presencia de matorrales de *Genista florida* y *Cytisus multiflorus* introducidos de forma natural, no destacaron precisamente por sus mejores características químicas. Básicamente, las muestras superficiales de los materiales estudiados poseían importantes limitaciones para la retención de agua, derivadas de las texturas gruesas y los muy elevados contenidos en elementos gruesos. Además fue posible constatar una fuerte compactación. La morfología de la estructura presente en los primeros centímetros de lo que pueden denominarse horizontes A estaba controlada por el enraizamiento superficial antes que por una verdadera agregación derivada de la incorporación de materia orgánica.

Se describieron además un total de 25 perfiles de suelos mediante calicatas, de los cuales se obtuvieron muestras en 19. En Valdesamario se situaron 11 perfiles en terreno minero y 5 en Villablino. Los perfiles de suelos naturales descritos se correspondían normalmente con tipos de suelos poco evolucionados: Entisoles e Inceptisoles. Los perfiles de suelos mineros descritos fueron todos de tipo C, AC-C o A-C, es decir, horizontes minerales brutos sueltos con estructura heredada de las rocas o sin estructura (horizontes de tipo C), o secuencias de horizontes minerales superficiales con clara morfología edáfica (A), o casos intermedios (AC), sobre horizontes C. En todos los que se formaron a partir de materiales edáficos de colores pardos o pardo-amarillentos, vertidos sobre estériles carbonosos, se apreciaba perfectamente el contraste entre unos y otros. Algunas de las características que fueron visualizadas en los perfiles y que son de destacar son:

- Como rasgo de evolución incipiente, se constató la presencia de una capa superficial

fina, con estructura granular ligada a los sistemas radiculares de las gramíneas colonizadoras o sembradas, cuyo límite con la capa inferior era ondulado neto o brusco. Esta capa u horizonte se presentaba exclusivamente en los suelos cubiertos por pradera mixta de tipo césped (zona de Carrasconte y algunos horizontes superficiales en Valdesamario), en los que existía un denso enraizamiento muy superficial.

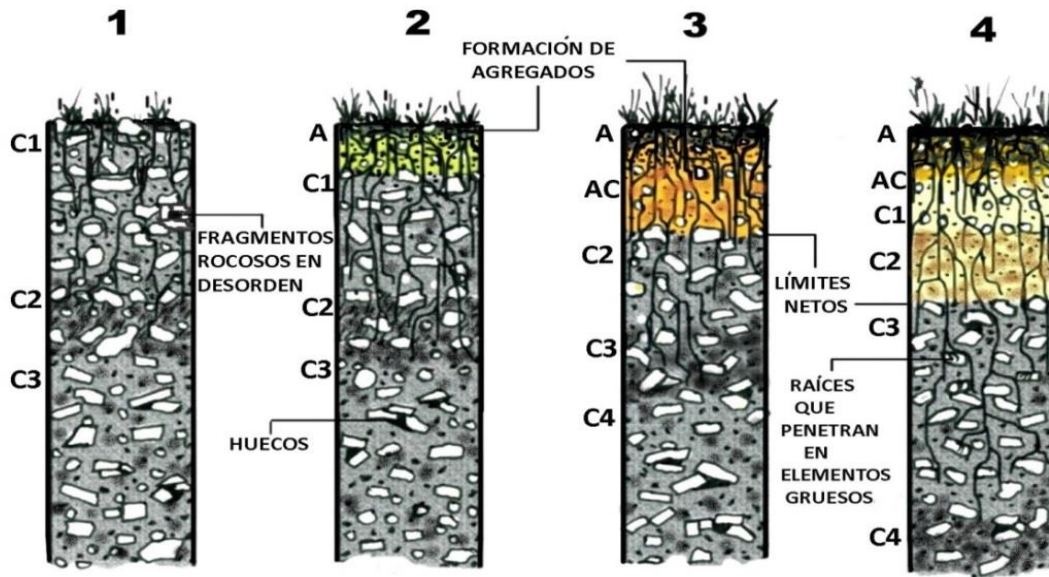
- Los elementos gruesos se presentaban desordenados. Muchas veces eran angulosos, de bordes afilados, o planos de bordes astillados. En ocasiones, formaban un puente entre otros, dejando por debajo de ellos un espacio vacío no relleno por tierra fina.
- La mayoría de los horizontes descritos no presentaban estructura edáfica o ésta era muy débil. La elevada presencia de elementos gruesos puede no ser perjudicial en este caso. Muchas veces se observaron fieltros de raíces finas y muy finas recubriendo fragmentos rocosos duros. Dichas superficies pueden funcionar como vías preferentes para el movimiento del agua interna del suelo.
- Fue frecuente encontrar elementos gruesos lutíticos de colores abigarrados (negro, pardo grisáceo oscuro, amarillo verdoso, amarillo, etc.). A pesar de conservar la forma original derivada de la simple fragmentación, resultaron ser ligeramente adherentes y plásticos, penetrados por las raíces, por lo que, desde el punto de vista de la disponibilidad de agua, podrían comportarse como agregados de suelo. Posiblemente, algunos agregados empleados en la determinación de la densidad aparente fueron fragmentos de lutitas. Esto significaría que se está produciendo a gran velocidad un fenómeno inverso a la litificación.
- En ocasiones fue posible encontrar elementos extraños en los perfiles, tales como la presencia de grandes bloques intercalados entre la masa de fragmentos rocosos y elementos finos, o restos vegetales poco descompuestos enterrados.
- Al margen de la presencia de manchas en las caras de los fragmentos rocosos, fue muy corriente encontrar matrices de colores abigarrados, como, por ejemplo: N 3/0 (gris muy oscuro), 10 YR 6/8 (pardo amarillento) y 2,5 Y 7/8 (amarillo).

Las texturas dominantes de los horizontes superficiales de los suelos naturales estudiados, tanto en Valdesamario como en Villablino, resultaron ser Franco-arenosas, si bien resultaron ser ligeramente más arenosas en Villablino. A la luz de los resultados, no se reconocieron diferencias texturales marcadas entre unos y otros tipos de suelos en

ninguna de las zonas. La gran mayoría de las muestras de Valdesamario y Villablino, tanto las correspondientes a suelos naturales como mineros, superaron el 50% de elementos gruesos.

En Villablino (Carrasconte), el pH de los suelos naturales fue muy inferior al de las muestras tomadas en suelos mineros. La CIC total de los suelos mineros y naturales fue en general semejante, y siempre baja. Los suelos naturales de carácter forestal (bajo melojares y matorrales subseriales) propios del entorno de la Corta de las Ranas (Valdesamario) fueron en general de carácter ácido (de fuertemente ácido a extremadamente ácido). Cuanto mayor era la proporción de los brezos en la mezcla de matorral y melojar más acidez se detectaba en superficie, lo que se une al fuerte lavado. Tanto la acidez de cambio ( $H^+$  y  $Al^{3+}$ ) como el aluminio de cambio, por sí solo, fueron superiores en los suelos naturales de ladera que en los suelos mineros y suelos de terrazas bajas. En los suelos mineros, los contenidos en nutrientes mayores disponibles no destacaron tampoco por sus niveles especialmente bajos. A veces la menor presencia y cobertura vegetal en estos suelos solo pudo explicarse por la elevada compactación, o porque el material que quedó en superficie no poseía un banco de semillas, siendo, desde el punto de vista biológico, bastante inerte.

En el trabajo de Arranz-González (2011) se aporta una primera y muy simple clasificación de modelos de perfiles de suelos mineros, originados por la minería de carbón, deducida sobre todo a partir de las observaciones llevadas a cabo en los citados estudios desarrollados en León y otros en Utrillas, así como tras la consulta de numerosos documentos. Primero estarían los suelos desarrollados sobre estériles mineros cuyas características han permitido una colonización natural que se ve facilitada en climas húmedos. Un estado incipiente, en el que todavía no son reconocibles rasgos de edafización (estructura edáfica) aunque si puedan reconocerse rasgos de meteorización, podría ser el representado más a la izquierda en la **Figura 25**.



**Figura 25.** Hipotéticos perfiles de suelos mineros. 1) Estériles carbolíticos. Se supone que sobre este suelo minero se han aplicado fertilizantes, correctores del pH y semillas de pratenses. 2) Suelo minero carbolítico enmendado con grandes cantidades de abono orgánico y sembrado. Se supone que han transcurrido algunos años y se ha iniciado la formación de un horizonte superficial con estructura granular. 3) Estériles recubiertos con tierra vegetal, fertilizados y sembrados. 4) Perfil de suelo minero construido a partir de materiales edáficos y de recubrimiento seleccionados, antes de las labores de revegetación (tomado de Arranz-González, 2011).

Si el proceso descrito se prolonga puede dar lugar a que se distingan horizontes A, enriquecidos en materia orgánica (transformada) y con estructura edáfica. Esta situación puede acelerarse cuando sobre los estériles mineros se han realizado prácticas de rehabilitación más o menos intensas (desde el simple abonado y siembra tradicionales, hasta la secuencia más compleja de operaciones planificadas que pueda pensarse). También existen los suelos formados sobre materiales terrosos de recubrimiento o “tierra vegetal” vertidos o extendidos en bruto sobre estériles, pudiendo haberse dado otras operaciones de enmienda, laboreo superficial y siembras o plantaciones. Un perfil de este tipo podría ser el representado en tercer lugar en la **Figura 25**. Es posible que estos últimos sean los más comunes en terrenos rehabilitados de minería de carbón desde los años ochenta.

Por último, en los trabajos citados, se proponían una serie de recomendaciones para la

mejora de la situación encontrada en las zonas de estudio. Tanto por la pequeña superficie como por la vegetación existente en el entorno cercano, se consideró recomendable actuar de forma que se encamine la rehabilitación hacia la implantación de vegetación autóctona. La elevada pedregosidad elimina cualquier otro tipo de propuesta de aprovechamiento de dichos terrenos, aunque incide en la minimización de los problemas de erosión. Después de realizar tratamientos para reducir la compactación y otras medidas tomadas sector por sector, se consideró razonable recomendar la ejecución de plantaciones al azar. La posibilidad de elección de especies para establecer es muy amplia en ambos casos, pero se propuso realizar una masiva introducción de leguminosas arbustivas (*Cytisus multiflorus*, *Cytisus scoparius*, *Genista florida*, etc.), las cuales pueden aumentar la sostenibilidad relativa al N edáfico e incrementar, como especies puente, la velocidad de recuperación del bosque original.

#### **4. 1. 3. Áreas rehabilitadas en la provincia de Teruel**

La empresa Minas y Ferrocarriles de Utrillas (MFUSA) desarrolló trabajos de rehabilitación de las minas de Utrillas en una superficie superior a las 500 ha. Merece la pena destacar que, trabajando de manera intuitiva, sobre el terreno, los equipos de la empresa Minas y Ferrocarriles de Utrillas (MFUSA), bajo la dirección del Ingeniero Luis Jiménez Alcaraz, consiguieron un estilo de remodelado del terreno que ha sido después dado a conocer en diversas publicaciones. La morfología de los relieves artificiales en las superficies restauradas inicialmente por MFUSA experimentó una notable evolución desde la explotación Murcielago, situada al norte de la zona, hasta los últimos cielos abiertos explotados como Vinagre y Alemanes, situados al sudeste. Inicialmente se perseguía como único objetivo prioritario la estabilidad geotécnica de las escombreras, que fueron construidas en forma de pirámide truncada con pendientes de 30°. Las formas diseñadas contemplando exclusivamente la estabilidad geotécnica se mostraron incapaces de albergar ecosistemas funcionales, debido a su escasa capacidad de retención de agua y a la intensa erosión superficial (MFUSA, 1998). Durante el cierre sucesivo de las explotaciones a cielo abierto se fue trabajando empíricamente para la creación de pendientes y formas cada vez más suaves y estables ecológicamente, trabajando con unidades funcionales definidas por la hidrología y el control de la escorrentía superficial



mediante canales y bajantes escalonadas para la disipación de energía. El modelo conceptual se basó en la compartimentación de las áreas restauradas, dividiéndolas en cuencas hidrológicas independientes, con una gran capacidad de almacenar y regular en sí mismas la escorrentía procedente de la precipitación pluvial. Estas cuencas se hallan conectadas con la red de drenaje natural, recibiendo caudales de los barrancos situados aguas arriba y vertiéndolos aguas abajo en los eventos extremos, tras ser regulados internamente en los antiguos huecos de explotación, restaurados como zonas húmedas (**Figura 26**), que actúan como estructuras de seguridad, amortiguando los picos de crecida y reteniendo sedimentos, además de incrementar el valor ecológico y paisajístico de la restauración (Nicolau, 2003).



**Figura 26.** Imagen de una zona restaurada por MFUSA en Utrillas, con vegetación herbácea en taludes, cultivo de cereal en plataformas y zonas húmedas para el control de la escorrentía superficial. Imagen cedida por J.M. Nicolau (Universidad de Zaragoza).

En las posiciones llanas se aportaron entre 40 y 60 cm de recubrimientos sobre los estériles carbonosos y en los taludes se aportó hasta un metro. Se procuró que los taludes no excedieran de 18-21° de pendiente. Los recubrimientos empleados variaron

entre los denominados: tierra vegetal, arcillas de las formaciones Utrillas y Escucha, y limos y arenas muy finas de la formación Escucha. La construcción de las laderas artificiales en Utrillas se realizó, siempre que fue posible, según las siguientes normas generales:

- Pendiente entre 18° y 21°.
- Aislamiento de los taludes frente a las escorrentías procedentes de las plataformas, pistas, o de las bermas superiores.
- Extendido de una capa de tierra vegetal o de estériles mineros no carbonosos de unos 40-60 cm de espesor.
- Laboreos del terreno en sentido perpendicular a las líneas de máxima pendiente.
- Aplicación de purines. Laboreo agrícola con arado de vertedera para evitar los olores de los purines.
- Siembra de una mezcla de herbáceas a finales de febrero, tras el frío invernal.
- Labor superficial para el enterramiento de las semillas.
- Dos años después, en febrero, se realizaron plantaciones de vegetación leñosa en algunas áreas, principalmente en márgenes de canales y zonas húmedas.

Las siembras se realizaron con una mezcla de: *Agropyron intermedium*, *Lolium perenne*, *Bromus catarticus*, *Festuca arundinacea*, *Medicago sativa*, *Onobrichys sativa* y *Melilotus officinalis*. Las zonas llanas se pusieron en cultivo para la producción de cereal. La plantación de especies leñosas se realizó por tres métodos: ahoyado al tresbolillo, en surcos de labrado profundo (con volteo de la tierra) y en incisiones transversales de 40 a 50 cm de profundidad a 2 m de distancia, siendo este último el sistema más general. Las especies utilizadas fueron numerosas, siendo las principales: *Pinus halepensis* (pino carrasco), *Pinus nigra* (pino laricio), *Quercus ilex ssp. rotundifolia* (encina carrasca) y *Quercus faginea* (quejigo) (MFUSA, 1998; Nicolau, 2003)

En 1992 se iniciaron los primeros trabajos de investigación sobre la zona (Nicolau, 1992). Posteriormente, en 1996, se inició un proyecto para aplicar modelos hidrológicos y de erosión que facilitasen el dimensionado de estructuras de recepción y transporte de agua y de control de la erosión (MFUSA, 1998; Nicolau, 2001, 2002). Para poder aplicar los

modelos fue necesario dar valores a los parámetros, lo que implicó la toma de medidas y el estudio de algunos caracteres de los suelos que tienen importancia sobre su comportamiento hidrológico. Por esta razón, se midieron los parámetros textura, pedregosidad superficial y contenido en materia orgánica de la capa más superficial de los diferentes sustratos empleados como recubrimiento final. Estos se describieron como:

- Gravas con matriz de finos, más abundante en arenas que en arcillas, procedentes de la Formación Utrillas. Estos materiales reciben la denominación local de “glacis” o “glacis arenoso”.
- Gravas con matriz de finos, más abundante en arcillas que en arenas, procedentes de la Formación Utrillas. Estos materiales reciben la denominación local de “glacis” o “glacis arcilloso”.
- Arcillas de las Formaciones Utrillas o Escucha.
- Limos arenosos (limos y arenas muy finas de la formación Escucha).
- Suelos agrícolas procedentes de bancales abandonados, originados a partir de materiales de la Formación Escucha.

Nicolau (2002) describió los procesos de generación de escorrentía y de erosión en dos taludes o laderas artificiales seleccionadas en la zona conocida como El Moral. Las laderas, con pendientes semejantes, habían sido recubiertas con suelos nativos (40-60 cm), en un caso, y con estériles mineros en otro (100 cm de arcillas grises con intercalaciones de areniscas). Se observó cómo en los taludes recubiertos de materiales edáficos predominaba la erosión laminar, mientras que en los otros se había formado una densa red de regueros. También se diferenciaban por la cobertura de la vegetación y los restos vegetales presentes en la superficie, que eran muy superiores en la ladera cubierta con suelos nativos. Las laderas cubiertas con estériles mineros presentaban encostramientos y una reducida capacidad de infiltración, lo que implicaba la conversión en escorrentía de la práctica totalidad de las precipitaciones caídas. Lo contrario ocurría en las que se cubrieron con suelos nativos, donde la respuesta hidrológica era compatible con el desarrollo de la vegetación.

En marzo de 2001, se iniciaron una serie de trabajos para el estudio de algunas de las áreas restauradas por MFUSA (concretamente, la zona intermedia entre las áreas conocidas como Sabina y Umbrión). Los resultados obtenidos, junto con los obtenidos en otras zonas, dieron lugar a un informe del IGME (IGME, 2003) y un artículo (Arranz-González, 2007). La zona de estudio fue subdividida en sectores, atendiendo a características del terreno tales como: el tipo, porte y densidad de la vegetación, o su total ausencia; la pendiente, orientación, apariencia externa (color, pedregosidad, presencia de precipitados, rasgos de erosión), y los elementos artificiales, tales como pistas y canales de drenaje. En cada sector se realizó una caracterización edafológica superficial y una descripción y muestreo por capas u horizontes de perfiles edafológicos completos.

Uno de los aspectos interesantes a comentar de los resultados obtenidos es la elevada variabilidad de las propiedades del terreno observada en cortas distancias. Así, por ejemplo, la medida de la conductividad eléctrica osciló bastante entre las subdivisiones de un determinado sector y entre sectores. Alguno de ellos se consideró moderadamente salino, mientras que otros resultaron ser altamente salinos, lo que explicaba la presencia casi exclusiva de plantas muy tolerantes a la salinidad (*Atriplex halimus*). Así pues, en una primera aproximación ya se identificaron tres sectores que presentaban problemas asociados a la salinidad bastante graves, en los que, además, también se daban procesos graves de erosión laminar, concentrada y fenómenos de sufusión perfectamente visibles (Arranz-González, 2007). Un ejemplo es el que se muestra en la **Figura 27**, si bien por la distancia y la mala calidad de la imagen no es posible visualizar con claridad los procesos de sufusión, aunque se intuyen en el detalle de la esquina inferior derecha.



**Figura 27.** Imagen del año 2002 de una ladera artificial recubierta de materiales de la Formación Escucha muy salinos en la zona de Sabina (Minas de Utrillas). Se observan abundantes cárcavas, muchas de ellas originadas por procesos de sufusión (véase detalle en la esquina inferior izquierda). Esta ladera ha evolucionado relativamente poco a día de hoy.

Los perfiles de suelos mineros estudiados respondieron también aquí a un modelo descriptivo de tipo A-AC-C o A-C. Es decir, secuencias de horizontes minerales superficiales con clara morfología edáfica (A), o casos intermedios (AC), sobre horizontes C (horizontes minerales brutos sueltos, sin rasgos edáficos). Todos se habían formado a partir de materiales sueltos de colores pardos claros o pardo-amarillentos, vertidos sobre estériles carbonosos oscuros. Las características más destacables del conjunto de todos los suelos estudiados se relacionan a continuación:

- En uno de los sectores, se constató la presencia de una capa superficial delgada, con estructura granular ligada a las raíces de las gramíneas, cuyo límite con la capa inferior era ondulado, neto o brusco. Este horizonte únicamente se presentaba en los suelos cubiertos por pradera mixta de tipo césped en las que existía un denso enraizamiento muy superficial.
- Los elementos gruesos se presentaban generalmente desordenados. En las capas oscuras, resultaron ser angulosos, planos, a veces afilados.
- Ocasionalmente fue posible encontrar fragmentos rocosos formando un puente entre otros dos, dejando por debajo un espacio vacío no relleno por tierra fina. Estos

huecos podrían funcionar como reservorios de agua a baja tensión, pero, en función de las conexiones hidráulicas en su entorno y por debajo de ellos, también podrían favorecer la percolación rápida fuera de la zona radicular.

- La mayoría de los horizontes descritos no presentaban estructura edáfica o ésta era débil. En este contexto la elevada presencia de elementos gruesos puede no ser perjudicial. Muchas veces se observaron fieltros de raíces finas y muy finas recubriendo fragmentos rocosos. Dichas superficies pueden funcionar como vías preferentes para el movimiento del agua interna del suelo.
- Fue muy corriente encontrar matrices de colores abigarrados, como por ejemplo: N 3/0 (gris muy oscuro), 10YR 6/8 (pardo amarillento) y 2,5Y 7/8 (amarillo).
- Fue frecuente también encontrar elementos gruesos lutíticos que presentaban colores abigarrados: negro, pardo grisáceo oscuro, amarillo verdoso, amarillo, etc. A pesar de conservar la forma original, derivada de la simple fragmentación, resultaron ser ligeramente adherentes y plásticos y las raíces los penetraban, por lo que, desde el punto de vista de la disponibilidad de agua, pueden comportarse de forma semejante a agregados de suelo. Esto significaría que se está produciendo a gran velocidad un fenómeno inverso a la litificación.
- Las raíces nunca penetraban en los horizontes profundos en los casos en los que el pH llegaba a ser de muy ácido o extremadamente ácido.

El pH de los suelos naturales en Utrillas es bastante alcalino, variando entre 8,26 y 9,01, según se vio en los estudios citados, lo que denota la presencia de carbonatos y/o sales. Los horizontes superiores de los perfiles de suelos mineros mostraron un pH que va desde ligeramente alcalino a fuertemente alcalino. En los horizontes profundos, procedentes de materiales más carbonosos, el contenido original en minerales neutralizantes ha permitido en algunos casos la neutralización de la acidez generada por oxidación de la pirita también presente, e incluso un cierto grado de alcalinización, quedando además una reserva de material neutralizante. En otros casos, el contenido en sustancias neutralizantes resultó insuficiente, dando valores de pH extremadamente ácidos en horizontes profundos a los que se superponían materiales alcalinos. Sumado a esto, los valores de conductividad eléctrica fueron terriblemente altos en estériles carbonosos, en los cuales, además de existir una inherente salinidad,

ésta se incrementó, debido a la oxidación de la pirita o los bisulfuros de hierro acompañantes del carbón. De esta forma fue posible obtener valores tales como 3,83 dS/m (en proporción suelo/agua 1:5) y pH 2,29 en un perfil, o 4,93 dS/m con pH 2,29 en otro. La presencia de horizontes ácidos (formados con materiales carbonosos), impedía casi por completo el desarrollo radicular.

Ninguno de los suelos mineros estudiados se pudo considerar de buena calidad. Se concluyó que, previsiblemente, todas las superficies de solana de Sabina-Umbrión presentaban problemas de sales. Se vio en algunos de estos suelos mineros que en la elección de materiales para la construcción de los mismos puede tener gran importancia el contenido en sales. La detección temprana con la prueba previa de salinidad y la valoración realizada siempre con conocimiento de la textura puede ayudar a tomar decisiones sobre este aspecto. En las superficies dónde se detectaron problemas de sales, el diseño de medidas de mejora de la situación existente debe partir de un conocimiento más preciso del problema, incluyendo analítica en extracto de pasta saturada. El proceso puede ser lento y costoso, pero la situación que fue reconocida en aquel momento, con procesos intensos de erosión, puede considerarse insostenible, y parece condenada a perpetuarse o a evolucionar de forma extremadamente lenta.

También en este estudio se concluyó que el análisis de la información obtenida de muestras superficiales aporta una información importante, pero se reconoció de gran utilidad la descripción y toma de muestras de perfiles de suelos, para valorar las posibilidades de desarrollo de una vegetación auto-sostenible. En los horizontes formados a partir de materiales carbonosos, resultó dudosa la validez de la medida del contenido en materia orgánica o, cuando menos, resultaba dudoso que la materia orgánica medida se pueda considerar funcional desde el punto de vista edáfico y ecológico.

Como en otros estudios ya comentados, la existencia de fragmentos rocosos blandos distingue también a los suelos mineros formados sobre estériles de carbón de los naturales. Estos elementos gruesos no se comportan como los que se encuentran en

los suelos naturales, pudiendo proporcionar agua a las raíces de las plantas. La variabilidad de las propiedades internas de los suelos mineros es aparentemente inabordable mediante una selección de puntos de muestreo dirigida por las características externas del terreno.

Otros estudios desarrollados en las áreas rehabilitadas por MFUSA intentaron relacionar los procesos erosivos, la disposición de la vegetación, la formación de estructura del suelo y la edafogénesis en taludes rehabilitados, incorporando perspectivas procedentes de la disciplina denominada eco-hidrología (que estudia cómo la erosión hídrica afecta a los procesos ecológicos). Mediante estos estudios se ha profundizado en el conocimiento del modo en que la erosión hídrica condiciona los procesos ecológicos que conducen al establecimiento y desarrollo de la vegetación, así como a la estabilización de la superficie, continuando la línea iniciada por Nicolau (2002). Los párrafos que siguen han sido extraídos principalmente del trabajo de Nicolau *et al.* (2013), en el que se cita además la principal bibliografía generada.

Las interacciones entre la escorrentía superficial como proceso hidrológico y diversos procesos ecológicos se abordaron en el área experimental denominada El Moral, que se ubica dentro del área total restaurada por MFUSA. Dicha zona se seleccionó por consistir en un conjunto de laderas o taludes artificiales, conformados con estériles mineros, de la misma edad y similares características topográficas, edáficas, de orientación y de tratamientos de revegetación. Los trabajos realizados permitieron precisar los efectos de la erosión (por regueros y laminar) sobre la superficie del terreno y la vegetación, en clima mediterráneo seco y muy continentalizado, así como los efectos recíprocos de la vegetación sobre la erosión. Se comprobó que el efecto erosivo de la escorrentía superficial se vio favorecido por la impermeabilidad del sustrato y/o por morfologías abruptas en la parte superior de los taludes, o por derrames de escorrentía procedentes de pistas o bermas situadas sobre la cabecera de los mismos.

Por un lado, se identificaron tres tipos de trayectorias de evolución eco-hidrológica (Moreno de las Heras, 2009a; Merino-Martín, 2010). Estas fueron las siguientes: a)



laderas con densas redes de regueros continuos, en las que la sucesión ecológica se encuentra bloqueada (*arrested succession*), presentando una escasa implantación vegetal (laderas tipo 1); b) laderas con regueros discontinuos y geoformas de sedimentación en conos y de erosión inter-regueros, que han permitido el desarrollo de comunidades vegetales herbáceas, cuya distribución espacial en manchas discontinuas (“claros y matas”) se asoció a la dinámica entre las áreas exportadoras e importadoras de escorrentía y sedimentos (laderas tipo 2 y 3); c) laderas sin geoformas previas, asociadas a procesos de erosión-sedimentación, en las que se ha producido el establecimiento de matorrales facilitadores (que interactúan positivamente con otras especies favoreciendo su arraigo y desarrollo) los cuales controlan el flujo de agua y sedimentos (laderas tipo 4). En las laderas de tipo 1,2 y 3 dominaba el control abiótico (geomorfológico) de los recursos hídricos en tanto que en las de tipo 4 el papel de los matorrales facilitadores fue predominante. Por otro lado, se observó que las laderas 2 y 3, con vegetación en manchas discontinuas, funcionan según el modelo TTRP (*Trigger-Transfer-Reserve-Pulse*). Dicho modelo explica el funcionamiento de comunidades vegetales abiertas, en las que, tras las precipitaciones (*Trigger*), se transfieren recursos (agua, nutrientes) y sedimentos (*Transfer*) desde las zonas sin vegetación (áreas-fuente exportadoras) hacia las zonas con presencia de matas o arbustos (áreas-sumidero importadoras) que los almacenan (*Reserve*). Estos recursos importados generan pulsos (*Pulse*) de crecimiento en los puntos receptores (Espigares *et al.*, 2012).

Para las condiciones de las laderas de El Moral, se pudo establecer que con niveles de cubierta vegetal inferiores al 30% y tasas de erosión en regueros superiores a  $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , la dinámica del sistema conduce a un bloqueo de la sucesión ecológica (laderas tipo 1). Con niveles superiores al 50% de cobertura vegetal y tasas de erosión en regueros inferiores a  $5 \text{ Mg/ha}\cdot\text{año}$ , la dinámica del sistema conduce hacia una cubierta vegetal continua a partir de la introducción de especies de matorral (laderas tipo 4). En los niveles intermedios ( $5\text{-}20 \text{ t/ha}\cdot\text{año}$  y  $30\text{-}50\%$  de cobertura vegetal) se organiza una cubierta vegetal discontinua en un patrón de matas y claros subordinado a la dinámica de la escorrentía superficial (laderas tipo 2-3) (Moreno-de las Heras, 2009a). Se comprobó que el efecto de la vegetación herbácea se correlacionó positivamente con

el control de la erosión, es decir, las tasas erosivas y la generación de escorrentía se reducen apreciablemente con cubiertas vegetales entre el 30-50%, lo que desde el punto de vista aplicado llevó a plantear, como objetivo práctico de las revegetaciones que buscan el control de la erosión, la consecución de una cobertura del 50% de la superficie del suelo (Moreno de las Heras *et al.*, 2009). La relación contraria, es decir, los efectos de la erosión sobre algunos procesos ecosistémicos, presentó también una forma no lineal (Moreno de las Heras *et al.*, 2011). Así, la disponibilidad de agua para la producción vegetal se vio reducida de forma exponencial al aumentar las tasas de erosión, generando a su vez descensos en los atributos básicos de las comunidades vegetales (biomasa y riqueza) y en la actividad de los procesos de formación del suelo. De hecho, se demostró que las limitaciones impuestas por los procesos erosivos al desarrollo vegetal tienen consecuencias sobre la estructura física y la funcionalidad biológica, como consecuencia del efecto sobre la acumulación de materia orgánica (Moreno de las Heras, 2009b). En los apartados que siguen se expone con más detalle el funcionamiento de los cuatro tipos de laderas, señalándose algunas indicaciones prácticas de cara a una posible mejora del manejo de la escorrentía en cada caso.

En el caso de laderas con redes de regueros y sucesión ecológica frenada (laderas tipo 1), pudo establecerse que el principal efecto restrictivo de la erosión sobre la vegetación fue la disminución del contenido de humedad edáfica, consecuencia de la evacuación eficiente del agua de lluvia por parte de los regueros (Moreno-de las Heras *et al.*, 2011). Se dedujo que la intensificación del déficit hídrico propiciada por la erosión en regueros condiciona notablemente la escasa colonización vegetal. En concreto, se comprobó que limitaba la germinación de las semillas, el establecimiento y supervivencia de plántulas, y la producción de semillas de las plantas adultas (Espigares *et al.*, 2011). Se comprobó además que los regueros concentraban la humedad del suelo en la base de los mismos, lo que afectaba también a la distribución espacial de las plantas. Así, a partir de densidades de regueros de  $0,60 \text{ m/m}^2$ , es capaz de desarrollarse una comunidad dominada por *Medicago sativa* (alfalfa, originariamente introducida en las laderas mediante siembra), concentrada en la franja limítrofe entre los interregueros y los regueros, zona en la que están a salvo de la escorrentía que baja por los regueros y desde la que pueden acceder a la humedad

edáfica en la base de los mismos. En estas condiciones, las pérdidas directas de recursos hídricos de las laderas en forma de escorrentía superficial representaban más del 20% de la precipitación anual (Moreno-de las Heras *et al.*, 2010). Un ejemplo de este tipo de ladera es el mostrado en la **Figura 27**. Para estas laderas se propuso realizar una remodelación topográfica, la eliminación de las entradas exógenas de escorrentía y la adición de piedras de tamaño decimétrico, con el objetivo de disipar la energía de la escorrentía, favorecer la infiltración y reducir las pérdidas por evaporación. En el caso concreto de la imagen, también podría ser inevitable corregir la salinidad o recubrir con otros materiales.

En las laderas con micro-geoformas de erosión y sedimentación en las que la vegetación se ajustaba al modelo TTRP (laderas de los tipos 2 y 3), se constató que la disponibilidad de agua en el suelo estaba asociada a distintos microambientes geomorfológicos a modo de fuentes y sumideros de escorrentía y sedimentos (Merino-Martín *et al.*, 2012). La presencia de las especies vegetales y su distribución espacial respondía a dicha oferta de agua, con gramíneas sembradas (*Lolium perenne*) o colonizadoras (*Brachypodium sp.*) formando manchas densamente vegetadas en derramaderos de escorrentía. Estos sumideros se denominaron superficiales porque el agua interceptada se almacenaba solo en los primeros centímetros de suelo, sin penetrar en profundidad. Estaban asociados a micro-terrazas así como a conos de sedimentación presentes en las discontinuidades de las redes de regueros. Se concluyó que, en estas áreas con mayor disponibilidad de recursos hídricos se favorece la riqueza de especies y la cubierta vegetal, así como la riqueza y abundancia del banco de semillas del suelo, lo que puede incrementar a su vez las posibilidades de germinación de las semillas (Merino-Martín *et al.*, 2015). En definitiva, el aporte de agua desde los claros a las manchas de vegetación parece resultar decisivo (Espigares *et al.*, 2012).

En la práctica, una forma de activar los procesos ecológicos básicos en estas laderas artificiales pasaría por introducir determinadas especies leñosas en las manchas sumidero, aprovechando la redistribución de recursos según el modelo TTRP. En este sentido, se iniciaron unas experiencias de siembra y plantación de especies arbóreas

(*Quercus ilex* y *Pinus nigra*) en los distintos microambientes identificados (áreas importadoras y exportadoras) para comprobar la hipótesis de que los sumideros superficiales son áreas más favorables para el establecimiento de especies arbóreas, las cuales pueden dar mayor complejidad a la comunidad. En el caso de confirmarse dicha hipótesis se podría llevar a cabo la introducción selectiva de especies arbóreas en los microambientes de sumidero.

En las laderas colonizadas por arbustos que estructuran el flujo de agua y funcionan según el modelo teórico TTRP se constató la menor generación de volúmenes de escorrentía (que no reciben flujos externos). Un ejemplo de este tipo de ladera es el que se muestra en la **Figura 28**.



**Figura 28.** Ladera bastante recubierta de matorral en las minas de Utrillas (zona de Yermegada), en la que supuestamente es aplicable el modelo TTRP. La ladera está atravesada por una bajante escalonada que controla la escorrentía concentrada y la transporta hasta un pequeño humedal.

En las laderas colonizadas por arbustos, la distribución espacial de la vegetación no estaba asociada a micro-geoformas derivadas de procesos de erosión-sedimentación, y parece que la propia vegetación es la que estructura el flujo del agua superficial y la distribución de la humedad. Se pasa, pues, de un control geomorfológico sobre el agua a otro biológico. Se comprobó que, en las primeras etapas de la sucesión ecológica, se establecía una formación de matorral discontinuo constituida principalmente por individuos de *Genista scorpius* (aliaga). Los individuos de esta especie pueden dar lugar a la formación de islas de actividad biológica potenciada hidrológicamente (Merino-

Martín *et al.*, 2012). Por un lado, mejoran sustancialmente las condiciones ambientales en su área de influencia (aportando sombra y aumentando el contenido de nutrientes). Por otro lado, parecen capaces de interceptar e infiltrar en profundidad el agua que circula en forma de escorrentía superficial procedente de otras áreas desprovistas de vegetación, a consecuencia del incremento en la tasa de infiltración del suelo bajo su dosel. Por tanto, los individuos de esta especie pueden desarrollar efectos facilitadores sobre las plantas que crecen en su entorno, las cuales presentan mejor estado hídrico que las situadas fuera de la influencia de la planta (Espigares *et al.*, 2012), lo que puede mejorar la eficiencia en el uso del agua, incrementando la estabilidad.

Por último, en las laderas tipo 4, con matorral bien desarrollado y erosión bajo control, lo esperable es que sigan evolucionando favorablemente sin intervención. A modo de conclusión, se vio que las restricciones impuestas por la erosión al desarrollo vegetal dificultan considerablemente la incorporación de materia orgánica en el suelo. En consecuencia, los procesos de desarrollo y organización espacial de la estructura física y funcionalidad biológica del suelo se ven drásticamente limitados. Entre ellos, el desarrollo de la estabilidad de los agregados, el tamaño de las poblaciones microbianas y su actividad, así como la mineralización de la materia orgánica y el reciclado de nutrientes del suelo (nitrógeno y fósforo). Incluso en condiciones de erosión moderada los procesos edafogénicos resultaron ser considerablemente lentos, probablemente debido a las pequeñas cantidades de materia orgánica acumuladas en el suelo. Ello subraya la importancia de incluir enmiendas orgánicas dentro de las operaciones generales de restauración minera en ambientes mediterráneos (Moreno de las Heras, 2009b). Cuando las condiciones favorecen el desarrollo de la vegetación (porque el volumen de escorrentía circulante por la ladera es menor), la especie arbustiva leguminosa *Genista scorpius* puede generar islas de fertilidad facilitadoras que controlen el balance hídrico en los taludes. Además, esta especie tiene capacidad de establecerse en los claros, contribuyendo al cerramiento del dosel arbustivo-herbáceo y a una optimización del uso del agua. Desde el punto de vista de la práctica de la revegetación en campo, se extraen dos conclusiones importantes de los resultados expuestos en los párrafos anteriores. Por un lado, el hecho de que a partir de una cubierta de herbáceas del 50% los procesos erosivos parecen ser controlados

por el desarrollo vegetal obtenido (Moreno de las Heras *et al.*, 2009), permite definir mejor cuál ha de ser el objetivo de la primera etapa de la revegetación. Para la fase de introducción de vegetación leñosa, la efectividad de las islas de fertilidad de *Genista scorpius* en el control de la escorrentía y en el desarrollo de la comunidad vegetal, puede servir como referencia o modelo para orientar futuras plantaciones en esta zona.

Además de las labores de restauración desarrolladas en Utrillas, en la provincia de Teruel se han desarrollado otras destacables labores de restauración, como las realizadas por ENDESA GENERACIÓN, S.A. en la Comarca Andorra-Sierra de Arcos: Cortas Alloza (Alloza), Barrabasa (Alloza y Andorra), Gargallo (Gargallo) y Gargallo Oeste (Estercuel). En todas ellas se practicó una minería de transferencia por paneles lo que ha permitido una restauración progresiva y simultánea a las explotaciones (IGME, 2007). Aunque no existe tanta documentación como la referente a Utrillas, es posible documentar algunos aspectos relacionados con las labores de rehabilitación de la corta Alloza.

En el momento de fin de actividad para la explotación Corta Alloza, en marzo de 1993, se habían restaurado un total de 125,23 ha (89,71 de plataformas y 35,52 de taludes), siguiendo las pautas del “proceso tradicional”, con aporte de tierras sobre los estériles mineros para aprovechamiento agrícola y forestal. Permanecía descubierto, sin embargo, un hueco final de grandes dimensiones, destinado al depósito de los estériles mineros arcillosos de una explotación vecina, y de los residuos piríticos procedentes del lavadero de carbones de la central térmica Teruel. Un cambio de estrategia llevó a que, en su momento, se planteara la creación de un humedal como destino final.

El trabajo de Blasco Galve *et al.* (2002) daba a conocer datos interesantes sobre caracterización de suelos mineros, presentes en el entorno del humedal proyectado como solución para el hueco final de la Corta Alloza (**Figura 29**). El objetivo del proyecto al que se refiere dicho trabajo fue alcanzar la restauración del hueco final en condiciones extremas, optándose por la creación de un humedal, con introducción de

flora autóctona y fauna. La idea motora de estas actuaciones era la de que el humedal creado pasase a formar parte del conjunto de áreas palustres endorreicas naturales ya existentes en la zona, ante la insuficiencia de tierra vegetal para llevar a cabo un proceso de restauración de acuerdo con los usos tradicionales del suelo en la comarca (Blasco Galve *et al.*, 2002).



**Figura 29.** Secuencia que muestra la evolución del humedal de la Corta de Alloza. Imágenes cedidas por ENDESA GENERACIÓN, S.A., para el Libro Blanco de la minería de Aragón (IGME, 2007).

Después de la ejecución de infraestructuras para aportar agua hacia el humedal, la construcción de caminos y cunetas y la revegetación de los taludes que enlazaban la zona de escombrera interior con la zona del proyecto, se realizaron estudios para caracterizar la superficie destinada a zona húmeda y sus márgenes. En función de la topografía y del grado potencial de inundación estimado mediante estudios hidroclimáticos, se delimitaron un conjunto de zonas y se analizó la vegetación genérica que podrían soportar. Se procedió a introducir especies teóricamente adaptadas a cada uno de los diferentes ambientes definidos. En zonas terrestres se instalaron especies como espino negro (*Rhamnus coccifera*), albardín (*Lygeum spartum*), etc., así como juncos (*Scirpus holoschoenus*) y enneas (*Typha latifolia*) en las

zonas inundables. Intervino igualmente un factor decisivo en la diferenciación, como es la existencia de un desagüe a cota 565 que, en un caso hipotético, llevaría el excedente de agua de las zonas inundadas hacia la red hídrica natural. El área objeto de estudio se dividió del siguiente modo:

- *Zonas terrestres por encima de la cota 565 m:*
  - subzonas elevadas con tierra vegetal con dominio de plantas terrestres;
  - subzonas elevadas sin presencia de tierra vegetal con dominio de plantas terrestres, previo enriquecimiento orgánico o de tierra vegetal;
  - subzonas deprimidas sin presencia de tierra vegetal, pensadas para la posible colonización de especies higrófilas.
- *Zonas por debajo de la cota 565 m:*
  - subzonas entre 564 m y 565 m, pensadas para la posible colonización de especies vegetales adaptadas a cierto grado de hidrofilia y tolerantes a condiciones de saturación de agua esporádicamente;
  - subzonas por debajo de 564 m, destinadas a ser colonizadas por especies vegetales bien adaptadas a la inundación.
- *Balsas de agua:*
  - subzona litoral de las balsas, pensada para especies riparias emergentes;
  - cuerpo central de las balsas, el cual será apto para plantas acuáticas sumergidas y flotantes.

Se tomaron muestras en una red de puntos distribuidos por el humedal para su análisis en laboratorio. Los autores remarcaron que el perfil de los suelos no mostraba estratificación de sus características físicas, lo que puede interpretarse como horizonación o diferenciación en profundidad de horizontes o capas. Fue descrito como un substrato mineral en estado muy primario, sin procesos edafogénicos relevantes. Solamente en las zonas en las que llegaban aportes de tierra vegetal del exterior y donde existía una cierta colonización vegetal se observó una acumulación de materiales terrígenos en superficie y una ligera acumulación de materia orgánica en un horizonte superior muy fino, de muy pocos centímetros.

En general, el pH de los suelos de Corta Alloza resultó ser ácido, mostrando una



relación inversa con la conductividad eléctrica del suelo. Se dedujo que el aumento de salinidad de las muestras implicaba una presencia de iones de tipo metálico en disolución mucho mayor que en las muestras con una conductividad relativamente baja. El porcentaje de materia orgánica de los suelos fue bajo (1-12%), en comparación con los suelos típicos de los humedales. Además, la fertilidad de los suelos, el fósforo y potasio asimilable, resultaron ser también muy bajos. La generación de aguas ácidas obligó a llevar a cabo una corrección del pH mediante el aporte de caliza al sustrato.

Ante los resultados de la analítica de suelos realizada, se planteó la posibilidad de utilizar enmiendas de distinta naturaleza para mejorar sus características. En experimentos controlados de laboratorio se evaluó la viabilidad de aplicar diferentes tipos de enmiendas a los suelos de humedal de la Corta Alloza. Tras las pruebas realizadas, se seleccionaron positivamente las leonarditas procedentes de la explotación minera de carbón Corta Barrabasa, propiedad de ENDESA, porque no causaron problemas de turbidez en el agua, no provocaban eutrofización, y porque con su aplicación se conseguía una liberación lenta de nutrientes.

En otro experimento similar se buscó fijar la dosis adecuada de adición de enmienda a dos zonas con suelo diferente a simple vista por su coloración: gris o negro. Los resultados indicaron que la enmienda con el subproducto minero (leonardita) actuaba positivamente sobre el suelo y el agua: la enmienda actuaba como un fertilizante gradual de nitrógeno en forma de nitratos, reducía la conductividad del agua y aumentaba su pH efectivamente, estabilizándolo. Aunque menos claramente, en el suelo más ácido se observaron además otra serie de efectos positivos, como son la reducción de la conductividad eléctrica a medida que se aumentaba la adición de enmienda, y una disminución del color en el agua libre.

#### **4. 1. 4. Mina Emma en Puertollano**

Tal vez los trabajos de restauración realizados por ENCASUR en Puertollano, junto con los llevados a cabo por MFUSA en Utrillas, sean los mejores ejemplos existentes en España de rehabilitación de terrenos alterados por la minería de carbón a cielo abierto, con una

orientación predominantemente agronómica, en ambientes mediterráneos de elevada continentalidad e intensos y prolongados periodos secos (**Figura 30**).



**Figura 30.** Imagen aérea de la superficie rehabilitada por ENCASUR en Mina Emma (Puertollano, Ciudad Real) reproducida de IGME (2004).

Después del conformado de las superficies finales con estériles, se realizaba un descompactado con ripper monodiente hasta 0,8-1 m de profundidad. Sobre estas superficies se extendía el nuevo suelo y se volvían a descompactar. En las zonas del vertedero de interior de mayor pendiente se construyeron terrazas granadinas modificadas, aprovechando una operación de despredregado con un buldozer cuya hoja empujadora consistía en una parrilla que actúa reteniendo las piedras mayores. En las zonas de pendiente entre 10 y 15%, se sembraba una mezcla de pratenses como primera fase, mientras que en las de pendiente menor a 10%, se sembraba directamente cereal. En los taludes de la escombrera exterior y otras zonas, después de unos años de

estabilización con vegetación herbácea, se realizaron plantaciones de *Quercus rotundifolia*, *Quercus suber*, *Quercus faginea*, *Quercus coccifera*, *Rosmarinus officinalis*, *Genista hirsuta*, *Cytisus scoparius*, *Retama sphaerocarpa*, *Adenocarpus telonensis*, *Pistacia lentiscus* y *Pistacia terebinthus*.

Por el volumen y la calidad de la información, se ha considerado obligado revisar la tesis inédita de Lorenzo Agudo (1991), la cual analiza los procesos desarrollados para la restauración de la escombrera de interior y de exterior de la descubierta de ENCASUR (Mina Emma). En dicho trabajo se explica cómo, durante los años 1983 y 1984, fueron estudiados los suelos naturales en el entorno y en las áreas de futura explotación, así como los suelos que se estaban desarrollando sobre las escombreras de estériles externas al hueco de explotación y los que se construirían en la escombrera interior. Los primeros estudios que se comentan se refieren a la realización de ensayos con los distintos tipos de materiales estériles de la explotación que fueron descritos literalmente como:

- “Tierra vegetal”: el conjunto de los 30-70 cm más superficiales de los perfiles nativos de suelos, incluyendo la capa arable y el basamento de ésta, y forman una unidad que se diferenciaba bien de los niveles subyacentes por su tono más oscuro, presencia de restos vegetales y aspecto más suelto.
- “Material raño-arcilloso”: material extraído en el primer banco de la explotación, inmediatamente bajo la tierra vegetal y hasta los 8-10 m de profundidad. Se trata de una mezcla de materiales detríticos cuaternarios de tipo rañizo (gravas, cantos e incluso bloques de cuarcitas o areniscas), con materiales arcillosos procedentes de la alteración sub-superficial del Carbonífero (arcillas y arcillas limo-arenosas fundamentalmente). Formaba un paquete de colores ocres, situado entre el nivel pardo-rojizo de la tierra vegetal y los materiales pizarrosos del Carbonífero de color grisáceo.
- “Material pizarroso”: material carbonífero estéril, situado entre los niveles de carbón. Formado fundamentalmente por lutitas, limolitas, y areniscas con diferente contenido en elementos tobáceos. Su estructura y grado de compacidad era variable, y su color tenía siempre un componente grisáceo más o menos fuerte.

De los resultados de los primeros trabajos realizados se concluyó que la tierra vegetal resultaba ser el mejor de todos y, por esta razón, se empleó con preferencia para recubrir los taludes de la escombrera exterior, por la mayor dificultad de recuperación de dichas superficies. A lo largo de los años 1981 y 1982 se estudiaron los suelos reconstruidos sobre las superficies de la escombrera exterior, aportando materiales raño-arcillosos sobre la plataforma superior y las bermas, y tierra vegetal sobre los taludes, recubriendo siempre materiales pizarrosos. Los espesores aportados variaron entre medio metro y varios metros. Se analizaron muestras compuestas superficiales (25 cm) de las áreas cubiertas con materiales raño-arcillosos, encontrando cierta homogeneidad de resultados, a pesar de la gran variabilidad presente en los materiales de origen. Las características medias encontradas fueron: textura arcillosa gruesa, abundantes elementos gruesos, pH ligeramente alcalino, bajo nivel de elementos nutritivos y capacidad de cambio aceptable. A partir de los resultados se diseñaron medidas encaminadas a la mejora de las propiedades, tales como: abonado en verde, fertilización mineral, descompactación y eliminación de grandes bloques.

También se analizaron muestras de la capa arable de los primeros suelos reconstruidos con "tierra vegetal" en la escombrera de interior después del primer año de cultivo. Las características medias encontradas fueron: textura arcillo-arenosa, contenido muy elevado en elementos gruesos, muy bajo contenido en materia orgánica, pH ácido, muy baja fertilidad y capacidad de cambio aceptable. En ellos se decidió tomar las medidas siguientes: enmienda orgánica o abonado en verde, enmienda caliza y fertilización.

Después de los primeros estudios, se disponía de los siguientes tipos de información:

- La obtenida de los estudios de las características de los suelos naturales iniciales y de los primeros suelos artificiales reconstruidos tanto en la escombrera exterior como en el interior.
- La obtenida a partir de los resultados de los cultivos e implantaciones vegetales realizadas en estos suelos artificiales reconstruidos.

No obstante, pareció conveniente realizar diversos ensayos de reconstrucción de suelos que permitieran apreciar diferencias de comportamiento de los distintos tipos

en condiciones más controladas y uniformes que las que se tenían en los terrenos restaurados. También se buscaba definir algunos criterios y parámetros aplicables a la reconstrucción de suelos, con objeto de mejorar las técnicas de restauración y aumentar la calidad de los mismos. Los ensayos de reconstrucción de suelos realizados fueron de los siguientes tipos:

- Ensayos de mejora de calidad de los suelos: ensayos de fertilización-enmienda en los suelos restaurados.
- Ensayos de reconstrucción a escala natural: ensayos de reconstrucción del suelo en los terrenos restaurados (disposición de horizontes o capas y grado de compactación).
- Ensayos de reconstrucción a escala reducida: ensayos de capacidad de los estériles de la explotación para sustentar vegetación herbácea, arbustiva y arbórea.

De todos estos ensayos, merece la pena destacar los que se refieren al análisis de alternativas de reconstrucción de suelos y al análisis de la respuesta a labores de descompactación. Por un lado, se evaluó el comportamiento como substrato para el cultivo de cereales, de varias combinaciones de “suelo” y “subsuelo”, empleando los tres grandes grupos de materiales existentes en la descubierta: tierra vegetal, material raño-arcilloso y material pizarroso. Los términos “suelo” y “subsuelo” se referían fundamentalmente al proceso mecánico de reconstrucción. Por otro lado, se intentó cuantificar el efecto que podía tener sobre la productividad del cereal el estado de compactación del subsuelo, pues se reconocía que del proceso constructivo resultaban compactados tanto el subsuelo como el suelo. Así, el subsuelo se entendía como la capa inferior, generalmente de una calidad peor, que se construía en primer lugar, para servir de asiento al suelo, y para recibir la parte más profunda de las raíces (de 1,0 a 1,5 m). El “suelo”, entendido como la capa superior, que se disponía sobre la anterior con los mejores materiales existentes, pensada para facilitar el desarrollo de la mayor parte de las raíces de los cultivos herbáceos (0,25- 0,70 m).

Se ensayó la producción de cereal por ser un buen indicador en relación con el entorno geográfico y agronómico de estos terrenos. El ensayo consistió en la construcción y posterior puesta en cultivo de 6 parcelas de 100 m x 14 m, con una superficie total de

8400 m<sup>2</sup>, situadas en la escombrera interior. En cuanto a resultados, puede decirse que casi todas las combinaciones constructivas ensayadas dieron lugar a una productividad similar o superior a la que era obtenida normalmente en los terrenos no alterados por la minería. Los resultados más destacables fueron los siguientes:

- Los tipos de suelo con mayor productividad media a lo largo del ensayo, fueron los reconstruidos con:
  - 70 cm de tierra vegetal sobre 100 cm de material raño-arcilloso;
  - 70 cm de material raño-arcilloso sobre 100 cm de material pizarroso.
- Los tipos de suelo con mayor productividad durante las campañas 84/85 y 86/87 fueron los reconstruidos con:
  - 70 cm de material raño-arcilloso sobre 100 cm de material pizarroso;
  - 70 cm de material raño-arcilloso sobre 100 cm de material raño-arcilloso.
- El tipo de suelo con menor productividad media a lo largo del ensayo fue el reconstruido con 25 cm de tierra vegetal sobre 100 cm de material pizarroso.

En definitiva, se constató que, a pesar de que en los primeros análisis resultaba peor, el material raño-arcilloso se mostró como un buen sustituto de la tierra vegetal para la construcción de los nuevos suelos. Es más, con idéntico tipo de subsuelo, las productividades obtenidas con suelos construidos a base de material raño-arcilloso fueron casi siempre superiores a las obtenidas con suelos formados con tierra vegetal. Solamente en un año agrícola de pluviometría superior a la normal pasó lo contrario, es decir, efectivamente la tierra vegetal parecía ser superior, si no fuera porque en las condiciones ambientales de la zona toma mayor peso la disponibilidad hídrica proporcionada por el material a emplear. También este material raño-arcilloso se mostró adecuado para la reconstrucción del subsuelo, y cuando el subsuelo estaba constituido por material pizarroso resultó más adecuado construir sobre el mismo un suelo de 70 cm de material raño-arcilloso, que un suelo de escaso espesor de tierra vegetal.

También se realizaron pruebas con el objetivo de evaluar, a pequeña escala, la capacidad de los estériles existentes en la explotación para sustentar vegetación herbácea, arbustiva y arbórea. La motivación de este tipo de ensayos se inició con la

preocupación latente por conocer que ocurriría cuando las raíces de las plantas, sembradas o plantadas sobre el delgado nivel de tierra vegetal (unos 20 cm) que cubría los taludes de la escombrera exterior, penetrasen en los horizontes inferiores, generalmente compuestos por materiales pizarrosos o raño-arcillosos. Existía el temor de que las raíces no penetrasen adecuadamente en esos horizontes, o bien que, aunque penetrasen, pudiesen absorber elementos tóxicos o perjudiciales que hiciesen peligrar su desarrollo futuro. Especial preocupación producía la evolución de las especies autóctonas y en particular de las quercíneas, de lento crecimiento y difícil implantación. Con esta motivación, se hicieron crecer varias plantas herbáceas arbustivas y arbóreas en 36 recipientes, en los que se habían preparado distintas combinaciones de suelo y subsuelo con los diferentes materiales extraídos de la mina.

En cuanto a resultados, puede decirse que las plantas vegetaron en todas las combinaciones de suelo y subsuelo, aunque con variaciones en su desarrollo. A la vista de los resultados obtenidos, se pudo establecer que:

- Ninguno de los materiales ensayados en los diferentes substratos, resultó apreciablemente perjudicial para el desarrollo de las raíces o de la plantas en general.
- La tierra vegetal no resultó ser imprescindible, especialmente si se disponía de material raño-arcilloso, que resultó ser un buen sustituto de la misma.

Como conclusión global del ensayo, el substrato que funcionó significativamente mejor es el de material raño-arcilloso sobre material pizarroso, y el que funcionó significativamente peor es el de doble horizonte de material pizarroso. El resto de substratos dio lugar producciones próximas entre sí, e intermedias entre las dos destacadas anteriormente.

Por último, la caracterización de los suelos en la zona de avance de la explotación (alfisoles) sirvió para evaluar la potencialidad de dichos suelos como materiales de restauración ("tierra vegetal"). En la capa arable fueron medidos los parámetros: porcentaje de elementos gruesos, textura, porcentaje de material orgánica, pH en agua capacidad de intercambio catiónico, bases extraíbles y fósforo por el método de

Olsen. También fueron estudiados y evaluados los valores medios de los espesores, los elementos gruesos, la textura, la materia orgánica y el complejo de cambio de los tres primeros horizontes de esos suelos.

La evaluación de las características del todo uno resultante del arranque de los primeros 80 cm y sus variaciones laterales, especialmente de los contenidos acumulados de arcilla de dichos horizontes, sirvió para definir las áreas de diferente profundidad de recuperación de suelos de manera que no se alcanzara un contenido acumulado de arcilla superior al 35%. Es interesante destacar esta decisión (sin entrar a evaluar su acierto) para señalar la enorme distancia existente entre la situación creada después del proceso de estudio e investigación llevado a cabo durante el desarrollo de la actividad en Mina Emma y otras situaciones dadas en nuestro país, en las que este tipo de decisiones nunca se hubiera podido ni siquiera plantear por la falta de información. Como comentario final, puede recalarse que la suma de todos estos trabajos, que aúnan el estudio de propiedades de suelos y estériles junto con ensayos de respuesta de la vegetación, entre otros muchos aspectos también abordados, es posiblemente uno de los trabajos más profundos, sistemáticos y costosos realizado en España sobre restauración de terrenos alterados por minería de carbón, partiendo del empleo de los suelos nativos y de los estériles de la mina como materias primas para la creación de nuevos suelos artificiales, aunque, desgraciadamente, el valor científico de toda esta información es nulo, si es evaluada con los criterios normalmente usados para ello.

#### **4. 1. 5. Rehabilitación de minas y escombreras en el norte de Palencia**

En el norte de Palencia, la empresa UMINSA (Unión Minera del Norte, S.A.), realizó una serie de labores de restauración de huecos mineros y escombreras. El enfoque de restauración más común empleado por UMINSA consistió básicamente en remodelar la forma del terreno, mejorar los materiales que sirven de base para la formación de suelo, e introducir vegetación herbácea mediante aporte de semillas con siembra o hidrosiembra, lo que se mostró efectivo para mejorar y estabilizar el suelo durante los primeros años (González Alday *et al.*, 2008).



Uno de los trabajos de rehabilitación realizados en las proximidades de Guardo, consistió en un remodelado topográfico, reduciendo las pendientes del terreno, para después aportar unos 30 cm de tierra vegetal enriquecida con estiércol (30 Mg/ha) y abono 8:15:15 (150 kg/ha). Una vez preparado el terreno de este modo, se realizó una hidrosiembra, empleando 210 kg/ha de una mezcla de semillas de gramíneas y leguminosas. Pasados quince años, Milder *et al.* (2011) estudiaron la colonización natural sobre la zona, encontrando diversas especies herbáceas y de matorral entre las que destacaron claramente los arbustos de la familia de las leguminosas *Cytisus scoparius* y *Genista florida*. La presencia predominante de estas especies se explicó por su capacidad de adaptarse a las condiciones caracterizadas por una baja humedad del suelo, un bajo contenido en nutrientes, y una mayor disponibilidad de luz. Se vio también que estas especies actuaban como facilitadoras para *Quercus petraea*, *Crataegus monogyna*, *Rosa canina* y *Rubus ulmifolius*.

Alday *et al.* (2011) analizaron los procesos de sucesión vegetal en un total de 31 diferentes áreas mineras abandonadas y rehabilitadas en la cuenca minera Guardo-Cervera. Se eligieron áreas que tuvieran al menos dos límites en contacto con formaciones vegetales pertenecientes a la sucesión teórica del bosque de *Quercus pyrenaica*, lo que permitió obtener una variedad de casos representativos de periodos comprendidos entre 1 y 40 años desde el abandono. Se distinguieron además áreas que no fueron objeto de ninguna medida de rehabilitación junto a otras sometidas a dos diferentes procesos de rehabilitación: aporte de tierra vegetal y regeneración natural, por un lado, y aporte de tierra vegetal más hidrosiembra, por otro. Generalmente este último caso representó las actuaciones más recientes. La mezcla de especies empleada (200 kg/ha) estaba compuesta por: *Lolium perenne*, *Medicago sativa*, *Phleum pratense*, *Poa pretensis*, *Trifolium pratense* y *Trifolium repens*. Los trabajos de reconocimiento de las especies vegetales existentes en las diferentes áreas se acompañaron del análisis de diferentes parámetros edáficos de la capa más superficial (10 cm de espesor). Se observó que la sucesión vegetal a medio plazo se vio condicionada por el método de restauración, es decir, si los estériles se recubrieron o no de tierra vegetal obtenida de los suelos nativos. Según los citados autores, cuando se trataba de estériles mineros no recubiertos

de suelo, las limitaciones debidas a las características del sustrato (capacidad de retención de humedad y contenido en Na) ralentizaron la sucesión, dominando especies de etapas jóvenes, con pocas especies leñosas (*Thymus mastichina*, *Cytisus scoparius*) después de transcurridos 20 años. Por el contrario, las zonas que recibieron un recubrimiento de suelo (tanto hidrosembadas como no) mostraron un patrón de sustitución de especies normal, con picos en la riqueza de especies (primero especies anuales y después perennes), y un aumento progresivo en la complejidad de la estructura de la vegetación con la edad, incorporando especies nativas leñosas (como *Genista florida*, *Rosa canina* y *Quercus pyrenaica*). Únicamente dos de las variables ambientales y edáficas estudiadas (la edad desde la restauración y el pH) condicionaron la sucesión vegetal, aunque ésta progresó con el tiempo en la dirección reconocida como deseable, acercándose a la composición de la vegetación autóctona y desarrollándose una comunidad arbustiva natural en 15 años y un bosque joven en 30 años. Sin embargo, algunas especies nativas se mostraron indiferentes al pH y la edad, mostrándose bien adaptadas a la alteración del terreno (*Medicago lupulina*, *Veronica arvensis* o *Bromus mollis*), por lo que podrían ser buenos elementos para enriquecer mezclas de semillas en hidrosiembras.

En uno de los primeros estudios desarrollados sobre los terrenos rehabilitados en la localidad de Villanueva de la Peña, González Alday *et al.*, (2008) describieron los cambios bimensuales de cobertura y diversidad vegetal en taludes mineros, según la orientación de los mismos, durante los primeros catorce meses tras la aplicación de una hidrosiembra. Los resultados mostraron un aumento de la cobertura con el tiempo, con valores más altos en la orientación norte. La contribución de las gramíneas a la cobertura total fue mayor en las posiciones orientadas al norte y en las estaciones más húmedas, mientras que las leguminosas se vieron favorecidas en las orientaciones sur y en las estaciones más secas. La diversidad experimentó un descenso a partir de la primavera, como consecuencia de la importancia que cobraron dos especies introducidas (*Lolium perenne* y *Trifolium repens*) en las posiciones de umbría, mientras que en las solanas se debió a la pérdida de riqueza por la desaparición de especies anuales.

También en las proximidades de Villanueva de la Peña, se rehabilitó un cielo abierto

mediante el relleno del hueco con estériles mineros procedentes de minas cercanas. La superficie obtenida se recubrió con un espesor de 50 a 100 cm de materiales de textura fina, y con una capa superficial de estiércol (a razón de 30 Mg/ha). Los materiales de textura fina consistieron en una mezcla de tierra vegetal y sedimentos seleccionados, extraídos de huecos mineros. Esta mezcla tenía una textura Franco-arcillosa, un pH moderadamente alcalino (pH = 8,2), un contenido de materia orgánica por debajo de 2% y un banco de semillas muy escaso (González-Alday *et al.*, 2008). En octubre de 2003, toda la zona fue hidrosemada, usando una suspensión enriquecida con 150 kg/ha de abono 8:15:15, y una mezcla de semillas (210 kg/ha) de gramíneas y leguminosas: *Festuca* spp., *Avena sativa*, *Secale cereale*, *Lolium perenne*, *Phleum pratense*, *Poa pratensis*, *Trifolium pratense*, *Lotus corniculatus*, *Medicago sativa* y *Trifolium repens*. Alday *et al.* (2012) estudiaron los procesos de sucesión y los cambios en las propiedades de la capa más superficial del nuevo suelo en dicha zona. Observaron que, a corto plazo, las especies hidrosemadas tuvieron éxito en la revegetación, principalmente durante los dos primeros años: con el paso del tiempo solo 3 de las 10 especies hidrosemadas desaparecieron. El resto de especies, aunque redujo su importancia, continuó estando presente durante los 6 años que duró el seguimiento. Los citados autores interpretaron que las especies autóctonas aumentaron en número y cobertura a lo largo de este periodo, colonizando desde los alrededores, lo que se dedujo por la ausencia de un banco de semillas en el material empleado para recubrir la superficie del relleno. También mostraron cómo los factores estocásticos (clima y colonización) o los factores abióticos (topografía) jugaron un papel importante en la composición y abundancia de especies, tanto hidrosemadas como autóctonas. Por el contrario, se concluyó que los factores edáficos más superficiales no condicionaron la composición de especies, aunque se produjo un incremento de materia orgánica a lo largo del tiempo, lo cual pudo servir para el establecimiento de nuevas especies. Quedó demostrado que la composición de especies y la estructura de la vegetación se aproximaron a las que pueden considerarse propias de la vegetación de referencia durante este periodo.

Finalmente, en otro trabajo (Alday *et al.*, 2014), se publicó información valiosa sobre los procesos de facilitación ocurridos en 12 minas restauradas de la cuenca de Guardo-Cervera con edades comprendidas entre 17 y 25 años. Todas ellas fueron rehabilitadas

recibiendo aportes de tierra vegetal Franco-arcillosa e hidrosiembra con: *Lolium perenne*, *Phleum pratense*, *Poa pratensis*, *Trifolium pratense*, *Lotus corniculatus*, *Medicago sativa* y *Trifolium repens*. En todas ellas se reconoció una vegetación arbustiva en parches de *Genista florida* y *Cytisus scoparius*, cuyo grado de cobertura aumentaba en las más antiguas. Estos parches de vegetación arbustiva generaron heterogeneidad a nivel de microambientes, y permitieron un mayor desarrollo de la capa orgánica más superficial, además de que tuvieron un efecto facilitador para las especies arbóreas *Quercus pyrenaica* y *Quercus petraea*. De manera semejante, Torroba-Barmorí *et al.* (2015) han demostrado el papel beneficioso de las especies de matorral (*Genista florida* y *Cytisus scoparius*) sobre la regeneración natural del roble albar (*Quercus petraea*), en distintos ambientes diferenciados en una escombrera restaurada de la minería de carbón en Guardo. En conjunto, los resultados estarían de acuerdo con la hipótesis que sostiene que, ante un incremento del estrés ambiental, el efecto de facilitación de la incorporación de nuevas plántulas por parte del estrato arbustivo también aumenta.

## **4. 2. MINERÍA METÁLICA**

Al contrario de lo que se ha comentado sobre la minería de carbón, la totalidad de las actuaciones desarrolladas sobre instalaciones de residuos de minería metálica a las que se hará referencia se realizaron con posterioridad al abandono. Además, la mayoría se pueden considerar de carácter experimental. Hay que añadir que el legado de la minería metálica, desde el punto de vista de los riesgos para el medio ambiente y la población, es más perjudicial que el de la minería de carbón, lo que se refleja en los recientes inventarios del IGME. Es por esto que la información que se ha podido revisar puede tener un especial valor de cara al diseño de medidas de rehabilitación.

### **4. 2. 1. Tecnosoles para la restauración de la mina de Touro**

La mina de Touro, está ubicada entre los municipios de O Pino y Touro, en el Monte de la Mina, provincia de A Coruña, a 20 km de Santiago de Compostela. Fue explotada por la empresa Río Tinto, S.A. entre 1974 y 1988, para la extracción de mineral y la obtención de concentrado de cobre. La mina de Touro se encuentra en una formación

de anfibolitas precámbricas asociadas al macizo básico de Santiago de Compostela. Estas anfibolitas tienen carácter granatífero, y se presentan mineralizadas con sulfuros metálicos, pirita y pirrotina, con niveles significativos de calcopirita y cantidades menores de blenda y otros sulfuros metálicos (Calvo de Anta *et al.*, 1991; Macías *et al.*, 2009a). Actualmente las instalaciones son propiedad de Explotaciones Gallegas S.A. La **Figura 31** muestra una fotografía aérea reciente de las presas mineras, así como algunas instalaciones asociadas a la mina y a la actual explotación de áridos. La presa superior se superpone a la más oriental en su extremo noroccidental. La inferior se apoya sobre terreno natural. Ambas fueron agrupadas en el inventario reciente del IGME, al considerar que el conjunto formado por ambas equivale a una presa recrecida. De la revisión de información relativa a estas presas mineras, no es posible establecer una buena delimitación de las mismas, especialmente por el lado oeste, pues no está claro en qué puntos desaparecen los residuos de flotación y aparecen otros estériles o el terreno natural.



**Figura 31.** Fotografía aérea de las presas de lodos de la Mina de Touro en 2012 (imagen obtenida de Google Earth). La línea amarilla es una envolvente aproximada de la zona ocupada por residuos de flotación.

La explotación se realizó a cielo abierto mediante cortas de bancos verticales de 11 m y plataformas horizontales de extracción, conformando un conjunto escalonado que alcanza profundidades de hasta 100 m. Los taludes de las cortas mineras están formados por rocas escasamente alteradas, y están parcialmente rellenas de agua desde que se cerraron. El material estéril de la mina se apiló en escombreras conformadas por materiales heterométricos, que pueden alcanzar espesores superiores a los 100 m y más de 300 ha de ocupación. Las menas metálicas se trataron, previa molienda hasta un tamaño de 100 micras, mediante flotación diferencial de la calcopirita. Los residuos de flotación fueron depositados en una superficie total de 107 hectáreas de terreno y almacenan conjuntamente unos 17 millones de metros cúbicos de lodos (Macías-Vázquez y Nieto Olano, 2012).

Una serie de muestras tomadas en la superficie ocupada por lodos mineros presentaron contenidos variables, pero significativos, de S pirítico, con valores medios entre 1 y 5%. Considerando las superficies afectadas, el espesor de los materiales apilados y el contenido de S pirítico, el potencial acidificante es enorme y de efectos ambientales potencialmente peligrosos, ya que se ha comprobado que en Galicia un 0,1% de S pirítico de los residuos mineros puede llevar a las disoluciones en contacto con ellos a valores de pH inferiores a 3,0, requiriéndose entre 3 y 5 veces más de  $\text{CaCO}_3$  por cada parte de S pirítico para su neutralización (Macías y Calvo de Anta, 1992). De hecho, debido a la presencia de minerales como la pirita, pirrotina y calcopirita se han generado drenajes ácidos, y ha tenido lugar la formación de propiedades sulfúricas (pH 2-3,) y aguas hiperácidas (pH<3,5), hiperoxidantes, con elevada conductividad eléctrica y altas concentraciones de  $\text{SO}_4^{-2}$ , Al, Fe, Mn y otros iones como Ca y Mg (Calvo de Anta *et al.*, 1991; Pérez *et al.*, 2001; Macías *et al.*, 2009b). En estas condiciones, en las zonas donde surgen aguas que atraviesan los residuos por percolación, se desarrollan microorganismos extremófilos y algunas algas acidófilas. La situación ambiental provoca el desarrollo de sistemas de biorremediación espontánea, en el que el sistema va evolucionando lentamente hacia la precipitación de metales. Esta generación de drenajes ácidos es uno de los principales problemas ambientales detectados en la presa de lodos, a pesar de las labores de rehabilitación

acometidas, existiendo tratamientos pasivos de aguas que son controlados periódicamente.

Tras el inicio de algunas actividades de recuperación de los suelos de las escombreras en 1998, Aguas de Galicia y la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia solicitaron a la Universidad de Santiago la elaboración de un Plan de actuaciones para la recuperación de las aguas del entorno de la mina de Touro, cuyo objetivo principal fue mitigar los impactos producidos a las aguas de la cuenca del río Ulla afectadas por su proximidad a la mina, y, también, de las acciones tomadas internamente para la recuperación de los suelos en el interior de la mina, recuperación que, además de su valor intrínseco influye de manera directa y decisiva sobre la de calidad de las aguas. El estudio de los componentes y propiedades de los propios estériles de la mina llevó a la conclusión de que no era posible una recuperación a corto o medio plazo con dichos materiales, por lo que las actuaciones se planificaron para modificar profundamente las características de las superficies a rehabilitar, mediante el aporte de materiales exógenos que neutralizasen los principales problemas existentes (hiperacidez, alta conductividad iónica de la disolución del suelo, elevada concentración de sulfatos, especies alumínicas tóxicas y carencia de nutrientes) (Macías Vázquez y Nieto Olano, 2012).

Dentro de los procesos de recuperación de los suelos y aguas de la mina de Touro se elaboró un plan de mejora basado en el conocimiento de los procesos redox y de la utilidad de humedales reactivos y tecnosoles de diferentes propiedades (Macías *et al.*, 2009a). Ambas técnicas nacen considerando que los suelos son sistemas con capacidad tampón y de protección de otros compartimentos biogeoquímicos. Así en el marco de la recuperación, los tecnosoles se diseñaron como suelos con capacidad de neutralizar efectos tóxicos, deficiencias nutritivas y de organización del sistema, permitiendo la actividad biológica. Los materiales alóctonos utilizados, debían cumplir una o varias de las siguientes propiedades: ser encalantes, es decir, capaces de neutralizar condiciones de acidez muy elevada en materiales ricos en S pirítico con una liberación de protones continua y con episodios puntuales de aceleración tras las primeras lluvias después de un periodo seco; ser reductores, para minimizar las condiciones que favorecen la

oxidación de los sulfuros; ser adsorbentes de aniones y cationes, y ser materiales capaces de aportar nutrientes (especialmente N, P y K), de los que carecían, en forma asimilable, los residuos de la mina. Dado el alto coste de los materiales convencionales que podían haber tenido las propiedades buscadas, se utilizaron materiales residuales no tóxicos ni peligrosos, tales como, cenizas de combustión de biomasa, conchas de mejillón con y sin vianda, lodos de depuradora, etc. La valorización biogeoquímica de estos residuos orgánicos e inorgánicos no peligrosos permitió obtener suelos artificiales o tecnosoles que cumplieran con las funciones productivas y ambientales de los suelos naturales. Teóricamente, estos tecnosoles de diseño pueden evolucionar hacia los suelos naturales siguiendo los procesos de edafogénesis propios del entorno climático (Macías Vázquez y Nieto Olano, 2012).

En la llamada Corta de Bama, próxima a las instalaciones de residuos mineros, como contenedor de las aguas y regulador de la velocidad de salida y tiempo de residencia, se elaboró un tecnosol de baja permeabilidad que actuaba de cierre en su borde lateral, en el que se desarrollaba la vegetación espontáneamente y servía de freno de las aguas de salida, dejando pasar solo la capa más superficial del agua del humedal artificial creado en la misma. Las aguas llegaban a este tecnosol poco permeable previo paso a través de un tecnosol hiperalcalino, que eleva el pH a valores entre 4,0 y 6,0, en los que se produce la precipitación del Fe soluble y se inicia la precipitación del Al. En el fondo del humedal se añadió un tecnosol reductor, cuya función es la de eliminar los oxidantes y mantener el Eh del fondo en un rango de valores que permiten la inversión de las reacciones de oxidación de los sulfuros (**Figura 32**). De esta forma, los sulfatos pueden reducirse a sulfuros, consumiéndose la acidez existente durante la reacción y llevando el pH a valores en torno a la neutralidad.

Para favorecer el proceso y con los objetivos de ralentizar la circulación del agua, aumentar el tiempo de residencia, añadir compuestos reductores naturales, adsorber y retener iones y partículas coloidales y crear un medio susceptible de soportar un sistema biótico, se introdujeron plantas acuáticas, fundamentalmente eneas y juncos, favoreciendo su extensión mediante la adición de tecnosoles fertilizantes, ricos en nutrientes, en los bordes y dentro del sistema. El resultado final es que el sistema



produce la mejora de la calidad de las aguas, eliminando su toxicidad mediante la elevación del pH, la precipitación del hierro como sulfuro ferroso y la del aluminio como hidróxido, adsorbiéndose en estos compuestos una gran parte de los elementos metálicos y sulfatos disueltos en las aguas hiperácidas.



**Figura 32.** Uso de distintos tipos de tecnosoles en la corta de Bama, mina de Touro (modificado de IBERPIX, <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html>. (©Instituto Geográfico Nacional).

El proceso de formación de este humedal se inició en el año 2001, pero no logró ponerse a punto completamente hasta el 2004. A partir del refuerzo de los tecnosoles ricos en componentes reductores fue posible el funcionamiento deseado de depuración de las aguas y la minimización de las afecciones a los cursos fluviales del entorno. Datos del mes de marzo del 2009 permitían apreciar la elevación del pH (3,1 a 7,8), el descenso de la conductividad eléctrica, de la concentración de sulfatos y de prácticamente todos los elementos metálicos y, sobre todo, la eliminación del Al hasta valores tolerables para la vida acuática. Por contra, se produjo una cierta elevación de nitratos, cloruros y As, pero manteniendo este último elemento por debajo de los niveles recomendados por la EPA (10 ppb) y la OMS (50 ppb) para las aguas de bebida.

Sin embargo, la concentración de sulfatos todavía era alta y requerirá incrementar la capacidad de adsorción de aniones. El humedal de la corta presenta un sistema acuático en el que se han desarrollado relaciones tróficas, con presencia de insectos, anfibios, aves palmípedas y depredadores como culebras de agua, víboras y aves rapaces que habitan en estas aguas (Macías *et al.*, 2009b).

En la actualidad la afección mayor (pH hiperácido) está restringida a las surgencias de la presa de residuos de flotación (Bolaños, 2014). La mayor parte de las escorrentías y surgencias se derivan mediante canales hacia un sistema de tratamiento pasivo de carácter calizo. Sin embargo, una parte de los drenajes ácidos, los procedentes del talud oriental de la balsa de lodos, son redirigidos a través de canales hacia una balsa de retención de aguas ácidas en la base de la estructura o directamente descargados. Por tanto la remediación de la generación ácida no está completa y supone a día de hoy una fuente recurrente de impacto ambiental, cuando se producen reboses de dicha balsa. Al margen del tratamiento y remediación de la generación ácida anteriormente expuestos, la presa de residuos de flotación ha sido también rehabilitada, en gran medida, a base de construcción de diferentes tecnosoles. En este sentido, la mina de Touro es un laboratorio donde se ensayaron tecnosoles con diferentes características, procedentes de mezclas de diferentes tipologías de residuos. El objetivo era que se convirtieran en suelos con el contenido de nutrientes equilibrados y que, además de facilitar la recuperación de los suelos, contribuyesen a mantener estabilizados en la fase sólida la máxima cantidad y durante el mayor tiempo posible de C y N. Se tomaron, por tanto, como modelo a los suelos naturales en los que el humus puede almacenar cantidades importantes de C durante periodos tan largos como varios milenios, como es el caso de la mayor parte de los suelos de Galicia (Umbrisoles con materia orgánica de 1000 a más de 4000 años) (Macías *et al.*, 2009a). En la mayor parte de la superficie de lodos mineros se aplicaron 15 cm de tecnosol, fundamentalmente formado por residuos del cultivo de mejillón y se realizaron plantaciones de eucalipto, pino, retamas, tojos, brezos, etc. (**Figura 33**). Estas plantaciones se produjeron por fases, en diferentes años hasta que, en la actualidad, se dispone actualmente de plantaciones de eucaliptales y pinares (de gran capacidad

de transpiración de agua, lo que permite minimizar el volumen de aguas de escorrentía y contribuir a los procesos de edafización con sus raíces, micorrizas y restos vegetales).



**Figura 33.** Tecnosol (gris oscuro) vertido sobre los residuos mineros de la Mina de Touro, en parte derramado por un talud.

Además de las actuaciones y trabajos desarrollados por personal ligado a la Universidad de Santiago de Compostela, existen otros trabajos publicados por personal de la Universidad de Vigo, de los que es posible extraer algunas conclusiones de interés.

Asensio *et al.* (2008), analizaron algunas propiedades de materiales superficiales de residuos mineros de la mina de Touro obtenidos en tres zonas distintas. Una de ellas no había recibido ningún tratamiento y aparecía completamente desnuda de vegetación, presentando un pH de 2,82 y elevado contenido de Cu total. Las otras habían sido recubiertas con tecnosoles diferentes en el año 2007. El primero de los tecnosoles se describía como un material de 15 cm de espesor, constituido por un 35 % de biodepósitos de batea de mejillón, un 35 % de residuos de una industria de pasta para papel (lodos y cenizas de biomasa) y un 30% de madera de eucalipto triturada. El

otro de los tecnosoles fue descrito como 20 cm de espesor de material constituido por un 50 % de desdoble de mejillón y otro 50% de mezcla de lodos de depuradora y cenizas de biomasa de una industria de pasta de papel. Los aportes significaron importantes modificaciones en el pH (4,95 en la capa estudiada del primer tecnosol y 7,29 en el segundo), así como importantísimas diferencias en el contenido en materia orgánica y carbonatos, lo cual era esperable por la composición de los materiales aportados. El efecto del tapado con los tecnosoles se reflejó en una gran proliferación de *Erigeron canadensis* y, en menor proporción, *Solanum nigra* y *Medicago sativa*. Sin embargo, el primer tratamiento supuso un incremento de los niveles totales de Pb y Zn, así como un aumento de los niveles solubles de Cu, Pb, Ni y Zn. Se interpretó, que esto no hubiera ocurrido con una corrección mayor del pH, tal y como se consiguió con el segundo tratamiento, con mayor proporción de conchas de mejillón.

Otro trabajo de los mismos autores (Cerqueira *et al.*, 2008) evalúa los efectos de las actuaciones de revegetación de los residuos de flotación de la mina con *Pinus pinaster*, *Erica sp.*, *Agrostis sp.* y *Ulex sp.* No se aclara si existieron prácticas de corrección edáfica antes de las plantaciones. Una de ellas fue realizada en 1989 y otra en 2004. Se apreció un efecto positivo de la vegetación en los materiales revegetados, con incrementos del pH, del contenido de materia orgánica, del nitrógeno y de la capacidad de intercambio catiónico efectiva. Los efectos se hicieron notar en mayor grado en las zonas revegetadas de más antigüedad. En la misma medida se observaron descensos en los contenidos de metales solubles y extraíbles con DTPA (Dietilenti-amino-penta-acético), así como en el contenido en azufre sulfato y sulfuro. La vegetación favoreció el desarrollo de horizontes: uno órgano-mineral de 7 cm de espesor en la zona cubierta de vegetación desde 2004, y otro orgánico de 35 cm en la zona revegetada desde 1989.

En el trabajo de Asensio *et al.* (2014) se analizan numerosos parámetros químicos y biológicos para conocer el efecto de la aplicación de prácticas de rehabilitación sobre residuos de la mina de Touro. Por un lado, se analizan las propiedades de tecnosoles aportados sobre residuos en espesores muy grandes (0,7 m y 3 m). Como es lógico, las propiedades superficiales analizadas en estos puntos son muy diferentes a las de los

residuos mineros, pero este tipo de situación es claramente excepcional, por lo que es más interesante destacar la evaluación de prácticas que pueden ser más comunes en otros casos, como la simple plantación de árboles (*Pinus pinaster*). La plantación de pinos y el transcurso de más de 20 años, llevó a una colonización natural de vegetación herbácea y de matorral (*Ulex* sp. y *Erica* sp.), así como a un incremento en el contenido en carbono orgánico total y el soluble, y en la actividad microbiana. El pH subió notablemente, así como la capacidad de intercambio catiónico.

En relación con los tratamientos aplicados sobre los residuos de flotación de la mina de Touro, también se estudiaron diversas fórmulas (Asensio *et al.*, 2014), comparando los datos obtenidos con los de una superficie no tratada, que puede describirse del siguiente modo: residuos arenoso-francos con cierta pedregosidad (posiblemente encostramientos fragmentados), pH de 3,8, capacidad de intercambio catiónico extremadamente baja y muy bajo contenido en materia orgánica. Una de las zonas fue plantada con *Pinus pinaster* 21 años antes de la toma de muestras, otra de las zonas fue plantada con *Eucaliptus globulus* 6 años antes, y la tercera fue sometida a una enmienda con una mezcla de lodos de depuradora y de papelera 5 meses antes. La adición de los residuos supuso un incremento muy significativo del pH (hasta alcanzar valores de 6-8). Las plantaciones también generaron subidas del pH, aunque en menor grado. La capacidad de intercambio catiónico también fue significativamente incrementada con el aporte de residuos, lo que no ocurrió con las plantaciones. Destacó el aumento de la materia orgánica y del carbono orgánico disuelto en las capas más superficiales de las zonas estudiadas, muy especialmente en la que recibió los residuos, y también los valores de la humificación. Las zonas revegetadas presentaron también un mayor contenido en carbono de origen microbiano y mayor tasa de humificación. Las zonas donde se aportaron residuos incrementaron muy significativamente todas las fracciones orgánicas. Esto ayudó a mejorar aspectos como la densidad aparente. Sin embargo, también se obtuvo un aumento excesivo de la relación C/N. En definitiva, el aporte de enmiendas orgánicas puede resultar muy beneficioso en casos semejantes a los estudiados (más que la simple plantación), aunque parece recomendable prestar mayor atención y tener un mayor control sobre la relación C/N.



Forján *et al.* (2014) estudiaron el efecto y la evolución de dos tipos de enmiendas superficiales sobre residuos de flotación arenosos y extremadamente ácidos (pH 2,56) aplicados en contenedores en proporción 4:1 en peso. Uno de los materiales empleados fue una mezcla de lodo procedente del blanqueado del papel, residuos sólidos urbanos y materiales procedentes del entorno de la mina. El otro era una mezcla de lodo de depuradora, virutas de madera y residuos de la industria agroalimentaria. Se analizaron una amplia gama de parámetros químicos. Los residuos aplicados, de pH superior a los residuos mineros y menor conductividad eléctrica, mejoraron ambos aspectos al ser aplicados. También, como consecuencia de la riqueza en materia orgánica de los materiales usados como enmiendas (especialmente el obtenido con lodos de depuradora), se produjeron incrementos en el contenido orgánico total, así como en los ácidos húmicos y fúlvicos. Sin embargo, el producto derivado de lodos de depuradora, al ser aplicado sobre el residuo minero, también llevó a un incremento de los contenidos teóricamente disponibles de Pb y Zn (extraíbles con DTPA). Por otro lado, el seguimiento de los dos tratamientos a lo largo de tres meses mostró cómo, en términos generales, se produjeron incrementos en la capacidad de intercambio catiónico y la saturación de bases de cambio, así como el contenido en materia orgánica y los niveles de ácidos húmicos y fúlvicos. Sin embargo, la medida del pH a los tres meses, resultó ligeramente superior a la inicial e inferior a 3, y la conductividad eléctrica se incrementó, así como los contenidos extraíbles de varios elementos (Cu, Pb, Zn). Por ello, los autores expresaron sus dudas sobre si las mejoras obtenidas en ciertos aspectos importantes para las funciones edáficas compensaban los mayores niveles extraíbles de metales y los riesgos asociados a este hecho.

Por último, también se han realizado ensayos de laboratorio en los que se analizan los efectos de la aplicación de biochar combinado con diferentes materiales orgánicos (estiércol de caballo y de conejo compostados) sobre residuos de flotación de la mina de Touro (Forján *et al.*, 2015). Se probó un biochar obtenido a partir de la pirolisis controlada de residuos procedentes del desbroce de áreas cubiertas con la especie invasora *Acacia dealbata*. El material empleado como enmienda contenía un 97% de compost y un 3% de biochar. Las combinaciones de enmienda y residuo en varias

proporciones (20, 40 y 60% en peso) se incubaron a capacidad de campo en laboratorio durante un mes. Interesó conocer las capacidades de absorción de los elementos Cu, Pb y Zn de las diferentes mezclas, comprobando una mayor capacidad de retención de los metales por parte de las mezclas frente al residuo sin enmendar, además de otros efectos beneficiosos tales como un incremento del pH. También se observó un decrecimiento del contenido total de Cu en las muestras, e incrementos ligeros en el contenido total de Pb y Zn, sin alcanzar en ningún caso valores preocupantes tomando como referencia los contenidos normales en suelos gallegos, especialmente si se considera la baja movilidad de los mismos.

#### **4. 2. 2. Estudio de los residuos de la Represa III de Minas de Riotinto**

El depósito de residuos de flotación conocido como Represa III, se sitúa en la zona oriental de la Faja Pirítica onubense, a unos dos kilómetros y medio al sur tanto de Minas de Riotinto como de Nerva, a caballo entre los términos municipales de El Campillo y Nerva. Dicha presa de residuos fue estudiada por el IGME (IGME, 2008), habiéndose publicado alguna información sobre la misma (Arranz-González y Calarivero, 2011; Arranz-González *et al.*, 2012). En el más reciente inventario del IGME, fue etiquetada con el código 938-IV-4-004.

La zona de Zarandas-Naya, en la que se sitúa el depósito, se convirtió en el centro de procesamiento y elaboración del mineral de las Minas de Riotinto a partir del siglo XIX hasta tiempos relativamente recientes. La composición mineralógica de la mineralización, según la información recopilada, incluía: pirita ( $\text{FeS}_2$ ), con cantidades accesorias de calcopirita ( $\text{CuFeS}_2$ ), esfalerita ( $\text{ZnS}$ ) y galena ( $\text{PbS}$ ), así como trazas de otros sulfuros. La estructura tiene 700 m de longitud, 300 de anchura y 15 de altura, con una superficie de unas 14 ha. La represa se construyó por el sistema de aguas-arriba sobre un muro inicial de hormigón en el cual terminaba el colector central de bóveda de mampostería. El dique occidental es de mampostería. Sobre el colector central, en forma de árbol en el que cada ramal coincidía con un barranco que desembocaba en el cauce principal, se ejecutaban las torres de mampostería con tapones de madera y la escalera de gato de subida para irlos colocando según el nivel

de los lodos alcanzaba el correspondiente nivel de la torre. El vaciado de estériles se realizaba por “spygotting” o canales de madera en el borde de levante, es decir sin ciclón y exigía una labor casi de artesanía (Pérez-Blanco, 1994). Según el mencionado autor, la llamada Represa III del Concentrador Viejo, es un depósito de residuos de concentración por flotación para la obtención de concentrados de cobre. Se inauguró alrededor de 1930, fecha en que la Compañía Española de Minas de Riotinto pasó de tratar mineral de gossan, para recuperar oro y plata, a recuperar cobre de las piritas cobrizas de Filón Norte y Filón Sur. Fue usado hasta 1973. El concentrador trataba unos 900 Mg/día o 300.000 Mg/año, por lo que el total almacenado supera ampliamente los cinco millones de toneladas. La Represa III se encuentra revegetada en buena parte con pinos y jaras. Cuenta también Pérez Blanco (1994) que las labores de revegetación se realizaron de tal modo que se pudo sembrar semilla de *Pinus pinea* en febrero de 1987. La selección de la especie y forma de implantación se decidió después de la ejecución de pruebas en parcelas. Antes de la siembra se aportaron 3 Mg/ha de CO<sub>3</sub>Ca finamente molido, mezclándolo superficialmente con rejonos arrastrados por tractor agrícola. Hay que destacar que parte de la superficie del depósito (la más oriental) fue recubierta con 10 cm de tierras muy pedregosas (seguramente procedentes de litosuelos del entorno) para evitar el levantamiento de polvo y su transporte por el viento hasta las cercanas instalaciones de Zarandas. Se comprobó que puntualmente el espesor de tierra alcanzaba 18 cm, lo que puede ser debido a la remoción producida por los laboreos agrícolas. Según Pérez Blanco (1994), el resultado de la plantación fue inferior en la zona cubierta de tierras, por lo que se resembró al año siguiente y después se plantó. En 1994 se sembraron alcornoques y se abonó con abono complejo 15:15:15. Durante los trabajos de campo que fueron realizados entre 2005 y 2007, por parte de personal del IGME, no se observó ningún ejemplar de dicha especie. Puede verse en la **Figura 34** cómo, en el tiempo transcurrido entre la realización de la Actualización del Inventario Nacional (año 2001 es lo apuntado en la correspondiente ficha) hasta la actualidad, es apreciable un crecimiento de los pinos, precisamente en la zona más oriental.





**Figura 34.** Comparativa de la zona más oriental del depósito de residuos llamado Represa III entre los años 2001 y 2006. Se aprecia crecimiento de los pinos y colonización espontánea en el dique.

No obstante, en el estudio del IGME, desarrollado entre los años 2006 y 2008, se constató que algunos de ellos se necrosaban o rompían por el cuello de la raíz, tumbándose fácilmente por rotura de raíces en un radio de decímetros alrededor del tronco. En la actualidad (**Figura 35**), el aspecto general que presenta el pinar de la Represa III es bastante bueno.



**Figura 35.** Aspecto que ofrece el pinar del depósito de residuos llamado Represa III (zona llana de la imagen) a principios del año 2016, sobre un fondo de montes igualmente cubiertos de pinos.

En el estudio comentado (IGME, 2008) se tomaron cinco tipos de muestras:

- Lodos o residuos mineros en calicatas.
- Lodos superficiales mediante muestreo con sonda manual de 30 incrementos muestrales para formar una muestra compuesta.
- Suelos naturales (capa superficial), usando azada manual.
- Eflorescencias, raspando en la superficie donde se formaron, con cuchara de acero inoxidable.
- Aguas superficiales.

El clima de la zona de estudio es mediterráneo, con una evapotranspiración en verano que supera con creces a la precipitación, lo que permite una desecación elevada y repetida desde 1973. Esto ha permitido la formación y el descenso continuado de un frente de oxidación cuya profundidad supera en la parte oriental los 95 cm y alcanza, en la occidental, los 28 cm. Los minerales encontrados para las muestras oxidadas de residuos mineros incluían siempre cuarzo y minerales silicatados tales como moscovita y clorita, que son teóricamente procedentes de la ganga original. En una muestra no oxidada analizada se reconoció, además, pirita. De los minerales esperables como productos de la oxidación de los sulfuros, solo aparecía jarosita  $KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$ , y anhidrita ( $CaSO_4$ ) en alguna muestra. Sin embargo, cuando más profundas eran las

muestras, existían más posibilidades de encontrar oxi-hidróxidos y óxidos que dejaban su marca en los difractogramas con un mayor efecto de ruido. Pudo observarse una tendencia a que los colores de las capas superiores fueran algo más rojizas.

Los residuos fueron calificados como arenosos. Las diferentes capas descritas en el campo abarcaban franjas uniformes de cierto espesor, capas de color degradado en profundidad, alternancias de bandas, bandas discontinuas o lentejones, grupos de laminillas milimétricas y abigarrados de varios colores. Recorriendo la gama desde los más amarillos a los más rojos, los colores Munsell visualizados en el campo estaban entre gris oliva claro (5Y 6/2), pasando por el amarillo (como 2,5Y 7/6), hasta el pardo rojizo (como 7,5YR 6/6). También aparecían algunos colores negros tales como 2,5Y 7/1 o 5Y 7/1, así como un gris azulado muy oscuro (Gley 2 3/10B).

No se apreciaron claras diferencias entre muestras profundas y superficiales en lo que respecta al pH. De igual manera, no se observaron variaciones en función de la distancia de las calicatas al dique oriental. De hecho, los valores fueron muy homogéneos (coeficiente de variación menor del 6%), con un valor de pH medio igual a  $3,51 \pm 0,18$ . Esta relativa homogeneidad superficial no es habitual en instalaciones abandonadas de residuos mineros, y podría deberse al largo periodo de tiempo transcurrido desde el abandono. El S como sulfato representaba la práctica totalidad del azufre total en la zona oxidada ( $0,11\% \pm 0,07$ ) si bien es un valor sumamente inferior al encontrado en otras balsas mineras de Huelva. Este hecho, junto a los valores de pH más elevados, indicaría que, en la Represa III, los procesos de oxidación, la acidificación que lleva asociada, y sus consecuencias han sido de menor importancia, probablemente por la menor presencia de pirita en los residuos. Exceptuando una única muestra de lodos reducidos, la capacidad de neutralización potencial neta de los residuos fue, en la mayoría de los casos, positiva, y en el resto ligeramente negativa. Teóricamente, por tanto, no es esperable una mayor acidificación significativa en el futuro, a menos que como se supone, el frente de oxidación alcance en profundidad capas todavía no oxidadas. Parece, en todo caso, que estas capas oxidadas están en cierto modo protegiendo a las capas inferiores, en las que se supone puede haber todavía potencial de generación de acidez.

El análisis de los perfiles permitió observar que las fracciones más móviles de elementos traza en los residuos fueron muy poco importantes, lo que puede interpretarse también por un intenso y prolongado lavado de los residuos. Atendiendo al análisis TCLP (*Toxicity Characteristic Leaching Procedure*), o método EPA-1311 (USEPA, 1994), que fue aplicado a muestras seleccionadas, se comprobó que no es esperable ningún problema de toxicidad para las aguas superficiales o subterráneas, según los niveles establecidos. Sin embargo, sí se observó una ligera pérdida de calidad del agua que atraviesa el túnel por debajo de la balsa, lo que puede deberse a una combinación de lixiviación de la masa de lodos y entrada de agua por fisuras de las paredes del túnel. No obstante el hecho de que dichas aguas se junten con las del Río Tinto minimiza este impacto en términos relativos.

Observando los contenidos totales de elementos, obtenidos como suma de siete fracciones de extracción secuencial, y comparándolos con datos del fondo regional, destacaron por sus más elevados valores los siguientes elementos: As, Cu, Zn, Pb, Cd y Hg, con bastante variabilidad en algún caso. El Co fue superior en contenido al fondo regional en las únicas dos muestras no oxidadas, por lo que previsiblemente puede serlo en todo el depósito a mayor profundidad que lo muestreado. Sin embargo, los elementos Ni y Cr fueron menos abundantes en los residuos que en fondo regional. En la mayoría de las muestras el Fe fue el elemento mayoritario. Hay que advertir que las muestras de suelos naturales sometidas a extracción secuencial, superaron también fuertemente los contenidos de ese teórico fondo regional en As, Cu, Cd, y Zn, lo que puede significar que, de modo natural, los suelos de este entorno son más ricos en metales, o que están afectados por contaminación, debida seguramente a arrastre de partículas por el viento, o partículas esparcidas históricamente desde las fundiciones cercanas, pues todos los suelos muestreados estaban en posiciones dominantes sobre el depósito. Los resultados obtenidos en las muestras más superficiales permiten calcular índices de contaminación (IC) que indican que los residuos pueden contener elementos (As, Cu, Pb y Zn) a un nivel que podría ser teóricamente tóxico para los ecosistemas circundantes, si bien se encuentran asociadas a fracciones de baja movilidad. Esto no ocurre en el sector recubierto de tierras (Arranz-González *et al.* 2012).

Considerando la superficie del depósito como un nuevo suelo de origen artificial (un tecnosol) y comparando los valores totales medidos en muestras superficiales con los criterios establecidos por la Junta de Andalucía (1999) para fijar valores de intervención en terrenos forestales, se observó que únicamente habría que preocuparse por el Pb y el As. Sin embargo, ambos se encontraban principalmente ligados a la fracción teórica de minerales secundarios de hierro, de muy baja movilidad.

El estudio diferenciado de la zona recubierta con tierras y de la no recubierta llevó a algunas conclusiones. La superficie recubierta mostró un pH ligeramente superior a la otra, y una capacidad de neutralización potencial neta positiva, mientras que, en la no recubierta, este parámetro resultó ser ligeramente negativo. No obstante, en la zona se ha señalado que los pinos pueden crecer bien en suelos de pH semejante a los encontrados en los residuos de la Represa III (Sáez-Díaz, 2004), tanto en los recubiertos con tierra como en los no recubiertos. De todos modos, el pH muy ácido, que conlleva problemas muchas veces por elevados contenidos disponibles de Mn y Al, tal vez podría explicar el efecto negativo que fue observado en los pinos, aunque este aspecto merecería ser investigado con detalle.

#### **4. 2. 3. Estudio del potencial para la fitoestabilización de presas mineras en la Sierra de Cartagena**

La Sierra Minera de Cartagena-La Unión, de la que ya se ha hablado, constituye uno de los distritos mineros más importantes en España, y es el de mayor relevancia en la Región de Murcia, por sus yacimientos de Pb-Zn. Las primeras explotaciones mineras son de tiempos pre-romanos, pero alcanzaron su máximo auge en los siglos XIX y XX, desarrollándose durante este periodo en dos etapas: una entre los años 1842 y 1950 y otra desde 1950 hasta su paralización en el año 1991. Como consecuencia de la actividad minera, se han generado una gran cantidad de residuos que se acumulan en depósitos mineros. En la zona se encuentran ubicadas 89 presas de lodos derivadas del proceso mineralúrgico de concentración por flotación, en las cuales se almacenan unos 23

millones de m<sup>3</sup> y otras 358 escombreras de materiales estériles, en las que hay depositados del orden de 151 millones de m<sup>3</sup> (García, 2004).

En tiempos recientes se han abordado numerosos estudios para la caracterización de los residuos de flotación depositados en las presas de la Sierra Minera, la valoración de procesos de contaminación asociados a ellos, así como investigaciones orientadas a la fitoestabilización asistida de los mismos. Como ya se comentó, en rasgos generales, estos residuos se caracterizan por presentar una pobre estructura física, bajos contenidos de materia orgánica y nutrientes, elevada salinidad, escasa o nula vegetación y, especialmente, altas concentraciones de metales pesados (principalmente Pb y Zn). Se ha señalado que estos residuos mineros suponen un riesgo para el medio ambiente y la salud pública por los procesos de dispersión. Los riesgos por erosión hídrica y eólica son los más relevantes. Los efectos de la erosión de los residuos mineros se manifiestan en la contaminación del suelo, sedimentos de ramblas, medio ambiente marino y la pérdida de la estabilidad de las estructuras (Martínez-Martínez *et al.*, 2014; Faz *et al.*, 2004). La erosión hídrica no solo provoca la emisión de materiales al entorno, sino que también favorece la formación de aguas ácidas, debido a la exposición al agua y el oxígeno de los sulfuros contenidos en los residuos (predominando piritita, esfalerita y galena). El elevado poder corrosivo de las aguas, especialmente en las instalaciones de la cara norte de la sierra, agravado por el contenido de metales pesados origina diferentes efectos tales como la degradación de los sistemas acuáticos (como el Mar Menor), la desaparición de la vegetación, la introducción de metales pesados a la cadena alimentaria, la toxicidad del suelo y la pérdida de la capacidad agrícola, entre otros (Martínez-Martínez *et al.*, 2014).

A día de hoy no se ha encontrado una solución global para la rehabilitación de estos depósitos mineros, sin embargo se han realizado experiencias de fitoestabilización asistida en algunas de las presas de residuos. La finalidad de esta técnica, que consiste en la aplicación de enmiendas y la promoción del desarrollo de la vegetación, no es descontaminar el área afectada, sino inmovilizar y retener los metales del suelo para que estos elementos sean menos disponibles y se minimice la transferencia por erosión y la lixiviación (Martínez-Martínez *et al.*, 2014). Para ello se necesita que las

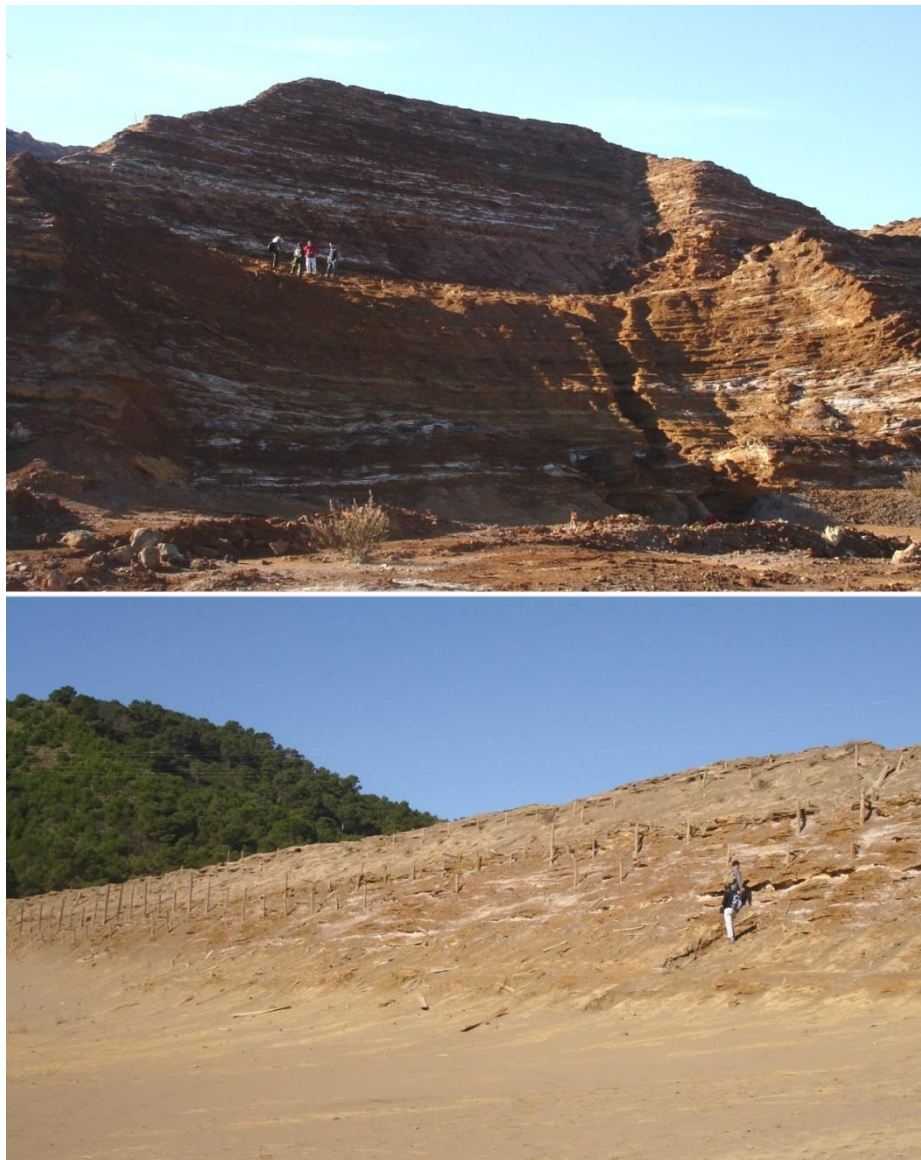
plantas elegidas puedan desarrollarse y generar un sistema radicular extenso y la translocación de metales desde el suelo a las raíces, pero no a las partes aéreas de la planta. La cobertura vegetal en los depósitos mineros mejora la comunidad microbiana de los suelos promoviendo el crecimiento de las plantas y contribuye a la estabilización de metales (Martínez-Martínez *et al.*, 2014). Como es sabido, la aplicación de residuos orgánicos como enmendantes del suelo puede disminuir la biodisponibilidad de metales y mejorar las condiciones de fertilidad del suelo, permitiendo la supervivencia de las plantas y su crecimiento (Park *et al.* 2011), restaurando la función ecológica de los suelos. La reducción de la biodisponibilidad ligada al aporte externo de materiales orgánicos se consigue mediante la adsorción sobre las superficies sólidas y la complejación con sustancias húmicas. Además los materiales alcalinos, ricos en carbonatos, tales como los residuos de la industria de elaboración del mármol, se utilizan comúnmente como enmienda para neutralizar las condiciones ácidas, lo que reduce la movilidad de la mayoría de los elementos tóxicos.

Las primeras experiencias de rehabilitación de residuos mineros de esta zona se llevaron a cabo en ensayos de laboratorio o en parcelas experimentales. Ejemplos de ello son los trabajos llevados a cabo por Conesa *et al.* (2006) en las presas de residuos mineros denominadas Belleza (el Descargador), El Lirio y El Gorguel (**Figura 36**), en los que se analizaron las características de los residuos presentes en los diques desde una perspectiva edáfica. Se analizó el contenido de metales, y se estudió el crecimiento natural de las especies *Zygophyllum fabago*, *Helichrysum decumbens*, *Tamarix sp.* y *Lygeum spartum*, así como la acumulación de metales que en ellas se producía.

También merece la pena citar el trabajo de Conesa *et al.* (2007), realizado con materiales de la presa denominada Belleza en la que se realizaron experimentos de crecimiento de *Lygeum spartum* en laboratorio tras la aplicación de enmiendas de fertilizantes, caliza y una mezcla de ambas. Igualmente interesante es el trabajo realizado por Zanuzi *et al.* (2009) en la presa de residuos mineros denominada Brunita, donde se analizaron los procesos de evolución de las propiedades edáficas de los suelos tras la aplicación de enmiendas orgánicas a base de estiércol de cerdo y lodos de depuradora en diferentes tasas, y se ensayó su combinación con lodos de mármol.



De estos estudios a pequeña escala se dedujo, en rasgos generales, que la aplicación de enmiendas que resultan de la combinación de materiales con capacidad fertilizante, como el estiércol de cerdo, los purines y los lodos de depuradora, con materiales calizos como los lodos de mármol, resultaron útiles en la mejora de las capacidades edáficas de estos residuos mineros. Además se determinaron especies vegetales susceptibles de ser utilizadas para realizar fitoestabilización y especies que, pese a ser bioacumuladoras de metales, no se pueden considerar hiperacumuladoras.



**Figura 36.** Taludes de los diques de las presas mineras Belleza (el Descargador) y El Lirio, situadas en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión.

En el año 2010, en el marco de un proyecto FP7 de la Unión Europea, se realizaron ensayos en parcelas en los depósitos mineros de El Gorguel y El Lirio. Ambos depósitos



presentaban altos contenidos en Pb, Zn y Cd y un alto riesgo de movilidad de los metales a través tanto de la absorción por las plantas como por escorrentía y/o lixiviación. Se diseñaron cuatro parcelas experimentales en cada depósito, donde se probaron diferentes tratamientos: enmienda con purín de cerdo, enmienda con lodo de mármol, enmienda con mezcla de purín de cerdo y lodo de mármol y parcela control. Previamente se araron los primeros 50 cm de la superficie para prepararlos de cara a la aplicación de las enmiendas, debido a que en la superficie de los depósitos se forman costras de entre 2 y 20 cm de espesor debido a la presencia de óxidos e hidróxidos de hierro. Se aplicaron 4 kg/m<sup>2</sup> de lodo de mármol y 3 L/m<sup>2</sup> de purín de cerdo y se araron los primeros 30 cm para mezclar las enmiendas. Se dejó que las parcelas fueran colonizadas de forma natural por la vegetación pionera (Kabas *et al.*, 2012; Kabas *et al.*, 2013). En cada parcela se recogieron muestras al inicio de la operación descrita anteriormente y transcurridas una semana, 6 meses y 12 meses tras la aplicación de las enmiendas. Los trabajos concluyeron que la aplicación combinada de lodo de mármol y purín de cerdo puede mejorar las propiedades edáficas de los materiales de los depósitos (contenido en materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico y estabilidad de agregados) y fomenta la colonización de la vegetación natural. En el depósito de El Lirio se realizó un estudio adicional en el que se probaron combinaciones de enmiendas a base de lodo de depuradora, estiércol de cerdo y lodos de mármol (Zanuzi *et al.*, 2013), en el que se constató la mejora de las características edáficas del residuo minero, principalmente cuando la enmienda orgánica fue el estiércol de cerdo, reduciendo la movilidad de los metales.

Los estudios realizados indicaron que el pH inicial del residuo depositado resultó ser un factor determinante en cuanto al éxito de las mejoras ambientales realizadas, distinguiéndose muy bien los residuos ácidos de los alcalinos (sobre lo que se abunda en el anterior capítulo). Debido a esto, los siguientes trabajos se centraron en el depósito de El Gorguel (Kabas *et al.*, 2013). En El Gorguel, la aplicación de una combinación de lodo de mármol y purín de cerdo, resultó efectiva para el crecimiento de la vegetación natural, el incremento del grado de cobertura, el aumento de la riqueza y la biodiversidad, y la reducción de la movilidad de los metales pesados. Además observaron que la aplicación exclusiva de purín de cerdo incrementaba la

acumulación de metales en los brotes, mientras que la aplicación combinada con mármol la reducía. Algunas de las especies colonizadoras fueron *Panicum miliaceum*, que resultó ser eficaz en la fitoestabilización de plomo y las especies *Atriplex halimus* y *Zygophyllum fabago*, que resultaron ser fitoextractoras de Cu y Pb, pero no hiperacumuladoras (Kabas *et al.*, 2013).

Después de estos estudios realizados en laboratorio o en parcelas experimentales, se han llevado a cabo dos proyectos piloto de rehabilitación de los vasos de las presas de residuos mineros mediante técnicas de fitoestabilización. En el año 2010 se puso en marcha el proyecto Life+, financiado por la Unión Europea, denominado MIPOLARE: “*Post-mined polluted landscapes reclamation by means of valorization of different residues*” (Rehabilitación de paisajes mineros contaminados mediante la valorización de diferentes residuos). El objetivo principal del proyecto era evaluar, demostrar y difundir una alternativa sostenible para la recuperación de suelos mineros usando materiales de enmienda y la fitoestabilización asistida ([www.mipolare.eu](http://www.mipolare.eu)). Para ello se seleccionaron dos áreas representativas: los depósitos de residuos mineros denominados El Gorguel y Santa Antonieta (**Figuras 37 y 38**), ambos con elevados contenidos de Pb y Zn, localizados en la rambla conocida como El Avenque, al Norte de la playa del Gorguel. La superficie del primero es de 5800 m<sup>2</sup>. El depósito de Santa Antonieta se localiza próximo al comienzo de la Rambla del Avenque, al este del Diente la Vieja, que discurre entre las elevaciones de las Colmenas y el Pino, para desembocar en la playa del Gorguel. Se encuentra a una distancia aproximada de 4 km de La Unión y 9,5 km de Cartagena, y tiene una superficie de unas 14 ha. Los resultados actualmente disponibles del proyecto son los referentes al depósito Santa Antonieta, ya que las labores de rehabilitación comenzaron en el 2011, mientras que en el depósito de El Gorguel, las plantaciones se realizaron en 2013.



**Figura 37.** Imagen área de la presa minera El Gorguel (imagen obtenida en <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html>, ©Instituto Geográfico Nacional). Pueden observarse unas acumulaciones de materiales blancos que, casualmente, deben ser los residuos de mármol empleados como encalantes antes de su extendido.

El material presente en la superficie del vaso de la presa Santa Antonieta fue clasificado como un Technosol espólico, con textura franco arenosa. Desde el punto de vista de las propiedades edáficas, presentaba deficiencias mecánicas, físicas, químicas y biológicas caracterizadas por la inestabilidad y la reducida cohesión del material, con bajos contenidos de nutrientes y materia orgánica y elevados contenidos de metales pesados, principalmente Pb y Zn (con concentraciones iniciales de entre 1.051 y 1.528 mg/kg para Pb y de 1.176 a 2.295 mg/kg para Zn) (Martínez-Martínez *et al.*, 2014; Sánchez-Villaluenga, 2015). El principal objetivo del estudio era determinar la efectividad de la aplicación de la fitoestabilización en el depósito minero después de cinco muestreos de suelo y vegetación. Los pasos llevados a cabo fueron los siguientes: a) evaluación de los resultados de las propiedades químicas de los suelos mineros, b) análisis de los contenidos totales de metales pesados en suelos y vegetación (raíz, tallo y hoja) y c) determinación de los contenidos de metales disponibles extraídos con  $\text{CaCl}_2$ , d) cálculo del índice de biodiversidad, porcentaje de cobertura vegetal, riqueza de las especies plantadas y coeficiente de translocación de metales (CT).





**Figura 38.** Fotografía aérea del depósito de Santa Antonieta en 2007 y en 2012. Fuente: Google Earth.

Se emplearon tres enmiendas (purín de cerdo bruto, estiércol porcino y lodo de mármol ( $\text{CaCO}_3$ ) para rehabilitar el vaso de la presa, con el propósito de corregir la acidez, incrementar el contenido de materia orgánica y nutrientes, mejorar la estructura del suelo, reducir la movilidad de metales pesados y, en última instancia,

para facilitar el establecimiento y crecimiento de la vegetación (Martínez-Martínez *et al.*, 2014; Sánchez-Villaluenga, 2015). Entre julio y noviembre de 2011 se llevó a cabo la aplicación de enmiendas. Para una adecuada aplicación de las enmiendas, la superficie fue nivelada y se creó un sistema de drenaje para evitar la formación de zonas inundadas que pudieran comprometer la correcta rehabilitación del depósito minero. Las enmiendas fueron mecánicamente aplicadas. Después de la aplicación de enmiendas, todos los materiales se mezclaron a una profundidad de 50 cm (Martínez-Martínez *et al.*, 2014; Sánchez-Villaluenga, 2015). La aplicación del residuo del mármol se realizó en julio 2011. El residuo del mármol se aplicó en una tasa de 6,7 kg/m<sup>2</sup>. Las enmiendas orgánicas que se aplicaron fueron 1,7 L/m<sup>2</sup> de purín de cerdo en julio de 2011, 2,6 L/m<sup>2</sup> de purín de septiembre de 2011 y 7 kg/m<sup>2</sup> de estiércol de cerdo en noviembre de 2011 (Martínez-Martínez *et al.*, 2014).

Entre marzo y abril de 2012 se llevó a cabo la revegetación (la plantación de algunas especies se retrasó hasta octubre de 2012 con el fin de que la germinación resultara exitosa, dada la sequedad del año hidrológico precedente). Se plantaron con ahoyado manual, en mosaico y con un marco de plantación de una planta por metro cuadrado, las siguientes especies: *Atriplex halimus*, *Cistus albidus*, *Helichrysum stoechas*, *Hyparrhenia hirta*, *Lavandula dentata*, *Lygeum spartum*, *Rosmarinus officinalis* y *Phagnalon saxatile*, con un total de 8.174 individuos. Se sembraron además las siguientes especies, cubriendo toda la superficie superior de la presa: *Cynodon dactylon*, *Dittrichia viscosa*, *Piptatherum miliaceum*, *Sonchus tenerrimus* y *Limonium caesium*, con un total de 23 kg de semillas (Martínez-Martínez *et al.*, 2014; Sánchez-Villaluenga, 2015). Posteriormente se realizaron muestreos en enero de 2012, julio de 2012, enero de 2013, julio de 2013 y enero de 2014 para monitorizar los cambios a medio plazo en las propiedades del suelo, inmovilización de metales, cobertura de la vegetación y acumulación de metales/metaloides en la vegetación. Las muestras de suelo se tomaron a dos profundidades diferentes, superficial (0-15 cm) y profunda (15-30 cm). Para el estudio de la vegetación se recolectaron diferentes partes de las plantas como raíces, tallos y hojas, para determinar en ellos el contenido de Pb y Zn, así como la biomasa, concluyendo con la determinación del porcentaje de cobertura vegetal y la riqueza de las especies vegetales (Sánchez-Villaluenga, 2015).



Como resultado de estas labores de preparación del vaso de la presa y de la aplicación de enmiendas y revegetación, su superficie aparece con un aspecto muy modificado, no así el dique de la estructura, que presenta un aspecto similar al original. En mayo de 2015, el vaso del depósito presentaba una elevada cobertura de herbáceas (**Figura 39**).



**Figura 39.** Vista del aspecto del vaso del depósito Santa Antonieta en mayo de 2015.

Para algunos de los parámetros analizados, se encontraron diferencias entre los valores obtenidos en muestras de superficie y de profundidad, que podrían ser debidas a que la homogeneización del suelo en los primeros 50 cm después de la aplicación de enmiendas no fue suficientemente efectiva (Kabas *et al.*, 2012; Martínez-Martínez *et al.*, 2014). Inicialmente los valores de pH de las muestras de suelo superficiales fueron fuertemente ácidos (alrededor de 3,0), pero después de las aplicaciones de la enmienda orgánica e inorgánica el pH del suelo se incrementó (alrededor de 7,0). Los contenidos de  $\text{CaCO}_3$  del suelo se incrementaron con la aplicación del residuo de mármol (desde un contenido nulo en el muestreo inicial hasta 5,0 y 3,7 g/kg en las muestras superficiales y de profundidad en el muestreo final). Los valores de carbono

orgánico total (COT) se incrementaron desde 1,40 a 5,0 g/kg en superficie y desde 1,71 a 3,7 g/kg en las muestras en profundidad. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se incrementó de 5,8 a 10,8 g/kg en las muestras superficiales y desde 6,6 a 10,9 g/kg en las muestras de profundidad. La concentración de nitrógeno total en las muestras superficiales pasó de 0,35 a 0,55 g/kg, mientras que los contenidos de carbono soluble pasaron de 57,0 a 206,3 mg/kg. En las muestras de superficie, el fósforo disponible se incrementó de 0,5 a 12,6 mg/kg, y de 0,03 a 3,99 mg/kg (Martínez-Martínez *et al.*, 2014). Este incremento se produjo entre los dos primeros muestreos, no produciéndose un incremento significativo en los muestreos siguientes, debido posiblemente a la formación de fosfato de calcio altamente insoluble y al consumo por parte de las plantas y microorganismos (Sardans *et al.*, 2008). El K intercambiable en las muestras de suelo superficial se incrementó de 0,09 a 0,34 cmol/kg, mientras que en las muestras de profundidad este elemento no experimentó cambios significativos con valores alrededor de 0,100 cmol/ kg (Martínez-Martínez *et al.*, 2014).

Por otro lado, las concentraciones de Pb y Zn disponible disminuyeron tras la aplicación de las enmiendas. Esto se debió posiblemente a diferentes procesos como: el incremento del pH, la formación de quelatos con la materia orgánica, la formación de complejos carbonato-metal y fosfato-metal (Zornoza *et al.*, 2013). Los contenidos de Pb disponible disminuyeron de 1,97 a 0,021 mg/kg en superficie y de 4,74 a 0,046 mg/kg en profundidad. Los contenidos de Zn disponible disminuyeron de 123,0 a 0,558 mg/kg y de 191,28 a 17,85 mg/kg en profundidad (Martínez-Martínez *et al.*, 2014).

Por tanto, los resultados indican que la combinación de lodo de mármol (como corrector de acidez), purín y estiércol de cerdo (como enmienda orgánica y fertilizante) están resultando eficientes para la rehabilitación de la presa de residuos mediante fitoestabilización asistida. La aplicación de estas enmiendas ha permitido aumentar el pH del suelo, la capacidad de intercambio catiónico, y el contenido de materia orgánica y nutrientes, además de mejorar la estructura edáfica y reducir la movilidad de los metales pesados/metaloides, lo que a su vez posibilitó la estimulación de la actividad microbiana y el desarrollo de una comunidad vegetal. Otro indicio de la mejora de las condiciones edáficas es la presencia de insectos y la entrada de algunos mamíferos. A

pesar de ello, ante la falta de diferencias significativas en el contenido de nitrógeno a lo largo de los sucesivos muestreos, podría ser necesaria una segunda aplicación de enmiendas orgánicas ricas en este elemento, para que el crecimiento vegetal no se vea limitado a largo plazo. Otra de las posibles soluciones que se contempla es la introducción de especies vegetales que aporten nitrógeno al suelo, como por ejemplo plantas leguminosas (Sánchez-Villaluenga, 2015).

Con respecto a los resultados de las determinaciones llevadas a cabo en las plantas, en el último muestreo de vegetación llevado a cabo (julio de 2013) se pudo comprobar el incremento del índice de biodiversidad, el porcentaje de cobertura vegetal y la riqueza de especies de plantas. Además, se incrementaron los valores de biomasa. Los resultados de los contenidos de Pb y Zn en las diferentes partes de la planta (raíz, tallo y hoja) reflejan la biodisponibilidad de elementos y la habilidad de las plantas para inmovilizar, absorber, transportar y acumular los elementos. Los estudios indicaron que algunas especies, como *Lygeum spartum*, *Limonium caesium*, *Piptatherum miliaceum* e *Hyparrhenia hirta*, fueron las más efectivas en estrategias de fitoestabilización, ya que no bioacumularon metales ni As, ni los traslocaron hacia las partes aéreas, reduciendo el riesgo de entrada de metales/metaloideos a la cadena trófica. Algunas especies plantadas mostraron bioacumulación de Pb y Zn en raíces y tallo. Otras especies como *Atriplex halimus* y *Phagnalon saxatile* presentaron concentraciones fitotóxicas de Zn en las hojas, y sobrepasaron los límites de toxicidad para animales domésticos (500 mg/kg) establecidos por el *National Research Council* (2005). Además, estas especies traslocaron a la parte aérea otros metales y metaloides, por lo que no parecen adecuadas para fitoestabilización (Sánchez-Villaluenga, 2015). Pese a estos resultados, los autores señalaron que sería interesante llevar a cabo nuevos muestreos de suelo y vegetación para seguir estudiando a largo plazo la evolución de las propiedades de suelo, las concentraciones de metales pesados y los efectos en las especies vegetales (Martínez-Martínez *et al.*, 2014; Sánchez-Villaluenga, 2015).



#### 4. 2. 4. La presa de lodos mineros de Rodalquilar

La presa de lodos de flotación con código 1046-III-4-001, conforme al inventario de Instalaciones de Residuos Mineros Cerradas o Abandonadas, desarrollado por el IGME, se ubica en las proximidades de la población y antiguo pueblo minero de Rodalquilar (**Figura 40**), municipio de Níjar, en el Parque Natural del Cabo de Gata-Níjar, Almería. Los residuos almacenados en esta presa procedían de la planta de cianuración Denver de la antigua Empresa Nacional Adaro, que operó entre 1943 y 1966 (Oyarzun *et al.*, 2009).



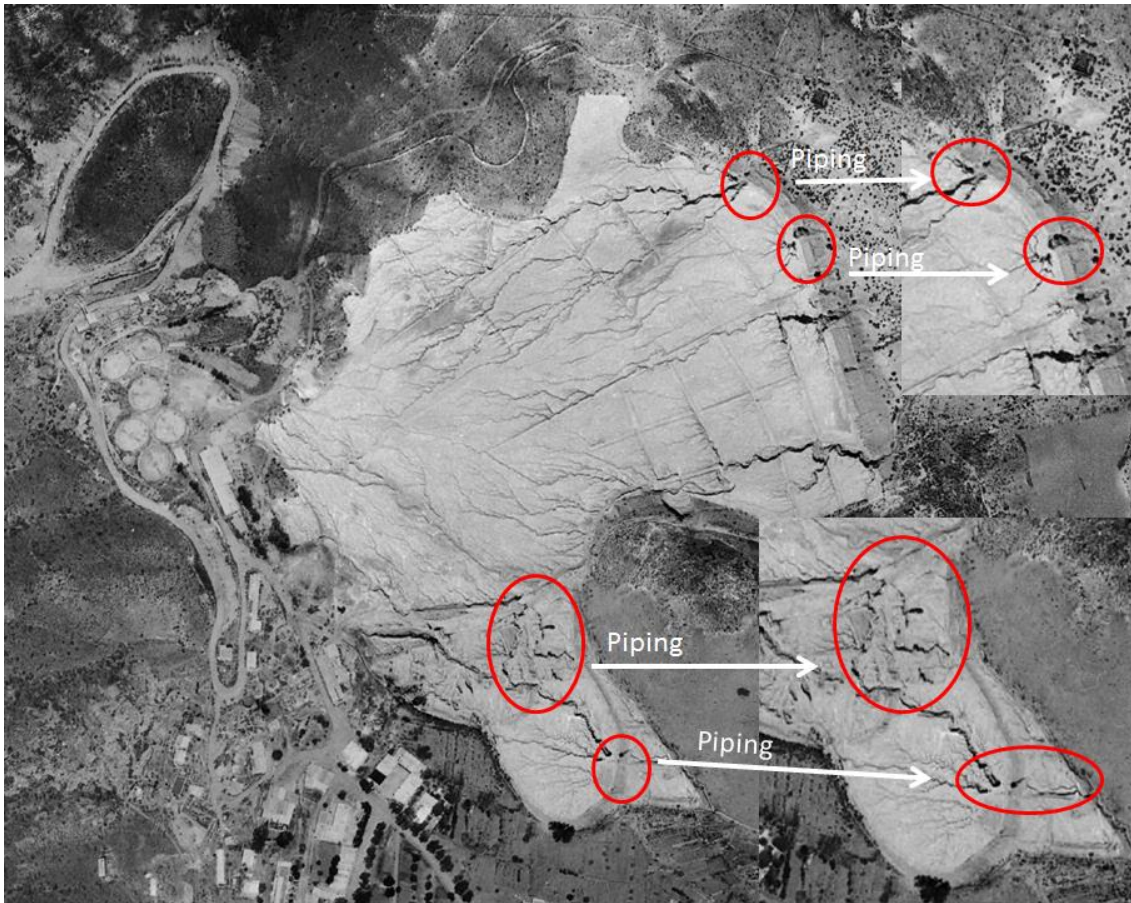
**Figura 40.** Localización de la presa de Rodalquilar, Níjar (Almería). Imagen modificada de IBERPIX, <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html> (©Instituto Geográfico Nacional).

Los residuos mineros fueron descritos en 1990 como materiales finos de color rojo claro, cementados débilmente, compuestos principalmente de cuarzo con caolinita subordinada y alunita, y vestigios de jarosita (Rytuba *et al.*, 1990). Se ha señalado que los contenidos de As, Cd, Cu, Pb, Sb y Zn en los residuos se pueden considerar bastante elevados, lo que también se puede afirmar de algunos sedimentos aluviales aguas abajo de la presa (Wray, 1998; Navarro & Domenech, 2010). Sin embargo, con datos obtenidos por el IGME durante la realización de los recientes inventarios, claramente los más preocupantes por su movilidad son As y Sb, a los que se puede añadir el Al.

Al este de la presa de Rodalquilar a la que se refiere este epígrafe hay otra más pequeña que se encuentra bastante colonizada de forma natural por especies propias del entorno árido en el que se ubica: *Stipa tenacissima*, *Lygeum spartum*, *Launaea arborescens*, *Salsola genistoides*, y *Chamaerops humilis*. Según Wray (1998), la presa de interés se recubrió parcialmente en los años 90 con suelos muy pedregosos o piedras sueltas (unos 10 cm), existiendo una red de caballones formados con tierras también pedregosas formando parcelas, las cuales se construyeron para retener la escorrentía y minimizar la erosión. El citado autor comenta que durante sus trabajos de campo (en enero y septiembre de 1994), los sedimentos del arroyo aguas abajo de la presa mostraban un tinte rojo debido, al transporte de residuos erosionados. Posteriormente, sobre la superficie recubierta de la presa se estableció vegetación autóctona y se implantó un sistema de riego, que más adelante se comenta. Se ha demostrado que este tipo de plantas, creciendo incluso sobre los propios residuos, no acumulan grandes cantidades de elementos potencialmente tóxicos, por lo que podrían tener mecanismos de exclusión (Oyarzun *et al.*, 2009).

En la **Figura 41** se aprecia el estado de la presa abandonada años antes de las labores de rehabilitación. En ella se observa el desarrollo de importantes procesos erosivos, con cárcavas profundas y pequeños deslizamientos en el dique principal. Se observan también procesos de dispersión y lavado de finos, marcadas en la imagen en las que conviven acarcavamientos y procesos de tubificación. Esto viene a significar que, antes de las labores de rehabilitación realizadas, los agentes erosivos (principalmente el

agua) produjeron una fuerte degradación de los depósitos de desechos y una alta dispersión de los residuos durante décadas, a pesar de la aridez del clima (Wray, 1998).



**Figura 41.** En la imagen se aprecia la presa mucho antes de su rehabilitación (1977). Se observa la existencia de erosión en cárcavas y tubificación o *piping*. Las cárcavas son muy profundas, típicas de procesos de lavado de finos y algunas zonas con tubificación señaladas con círculos rojos.

Durante las labores de inventario realizadas por el IGME, se constató también que la totalidad de la superficie fue cubierta con un geotextil sobre el cual se realizó la colocación de las capas de suelo y piedras (**Figura 42**). En la superficie del geotextil se colocó un sistema de tuberías y aspersores que permitirían el riego de las parcelas para garantizar el desarrollo de la vegetación. El proceso de riego, unido a las características granulométricas o químicas del material ha provocado la dispersión y el lavado de los finos, dando lugar la creación de vías preferentes para el desarrollo de procesos intensos de sufusión o tubificación (*piping*), a los que los residuos ya mostraron ser propensos (**Figura 41**). La erosión interna ha dado lugar a la formación de cavidades



que pueden superar dos metros de profundidad. Muy probablemente, las erosiones generan nuevos desajustes de las conexiones en las tuberías y con ello se facilita la pérdida e infiltración de agua, lo que da lugar más lavado de finos.



**Figura 42.** En la imagen se observa el espesor de la capa de suelo de unos 20 cm o menos y la capa de geotextil o geomembrana. Se aprecia diferentes formas de tubificación ligadas al sistema de riego. Al parecer el geotextil en ocasiones no se observa su continuidad lateral.

Es importante destacar que son residuos con un pH ligeramente alcalino (8,26) y una conductividad eléctrica relativamente baja 112  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Teniendo en cuenta esto, el proceso de tubificación podría deberse a unas especiales características granulométricas y a que son materiales con una cohesión nula, aunque también podría ser por un elevado contenido de  $\text{Na}^+$  en el complejo de cambio. El complejo de cambio no fue analizado en los trabajos de inventario ni en ninguno de los trabajos citados, aunque se constató una muy elevada proporción de sodio soluble en relación a los

otros cationes mayoritarios. Al margen de la posibilidad de que el agua empleada en los procesos mineralúrgicos fuera rica en sodio, hay que tener en cuenta que son residuos de cianuración, a los que se añadía mucho cianuro sódico. Después de vertidos, a medida que se reduce el pH en los residuos, el cual inicialmente pudo estar en torno a 10, la concentración de cianuro de hidrógeno en las aguas aumenta a expensas del anión de cianuro disuelto y se desprende como gas, pero el sodio se queda. Resumiendo, la rehabilitación se ha visto comprometida gravemente por una falta de consideración de las características especiales de los residuos y su susceptibilidad a generar procesos de sufusión. Por todo lo dicho, en situaciones en las que se detecten importantes fenómenos de sufusión, puede resultar obligada la valoración de la capacidad dispersiva de los residuos. Aunque el caso es excepcional en el sentido de que, posiblemente, se trata de la única presa con un sistema de riego permanente instalado, no lo es en lo que se refiere a la existencia de procesos de tubificación intensos, como ha podido comprobarse en diversos casos.

#### **4. 3. SÍNTESIS FINAL DE LA REVISIÓN REALIZADA**

La revisión realizada muestra claramente que el objetivo final de todos los trabajos revisados, referentes a minería de carbón, se ha orientado al establecimiento de una cobertura final de suelos y vegetación estable y autosostenible, o recrear un suelo capaz de soportar una producción agrícola. Todas las grandes explotaciones a las que se ha hecho referencia (As Pontes, Meirama, Utrillas y Mina Emma) se desarrollaron de modo que la gestión de los estériles mineros y de la tierra vegetal se encaminara finalmente a establecer sobre las superficies finales de las escombreras unos nuevos suelos que pudieran proporcionar un medio de crecimiento de la vegetación adecuado, al tiempo que preservaban la calidad de las aguas superficiales. La importancia de la preselección de los materiales antes de su vertido ha quedado suficientemente clara. De hecho, una mala selección (como en los taludes de la zona de Sabina en Utrillas), al margen de la posición en solana y el clima desfavorable, ha llevado a una situación difícil de resolver. También llama la atención que en las dos grandes explotaciones de lignito gallegas se ha tendido a prescindir del recubrimiento

final con tierra vegetal (entendida como horizontes más o menos superficiales de suelos nativos), por razones fundamentalmente económicas. Incluso, en As Pontes, las primeras superficies restauradas con capas de tierra vegetal sobre estériles pizarrosos generadores de acidez resultaron peores que todas las superficies conformadas posteriormente con estériles preseleccionados. En la **Tabla 33** se muestra cómo, en los trabajos revisados, la mayoría de las superficies de escombrera no se recubrieron con tierra vegetal. Así pues, la gestión de los estériles y el diseño de los nuevos suelos, partiendo de las características geoquímicas y edafológicas de los estériles mineros ha sido posiblemente el aspecto más importante a la hora de determinar el éxito o fracaso final de la rehabilitación. Conviene recordar que, en todos los casos comentados, todas las operaciones de restauración se realizaron durante la actividad minera, implicando importantes esfuerzos de estudio, análisis, ensayos en parcelas y, sobre todo, planificación de los movimientos de materiales. Obviamente, esta manera de actuar es diametralmente opuesta a la que gobernó la construcción de las instalaciones abandonadas que ocupan posiciones de preferencia por su elevado nivel de riesgo en los recientes inventarios realizados. Sin embargo, aunque en un proyecto de rehabilitación de instalaciones abandonadas normalmente no existirá la opción de utilizar tierra vegetal o estériles mineros extraídos de la explotación con potencial para crear nuevos suelos, cabe plantear el estudio de estériles de instalaciones de residuos cercanas con ese mismo objetivo. Para esto, los trabajos revisados pueden ser de gran utilidad.

Se ha visto, a lo largo de la revisión realizada, que los principales problemas que presentan los residuos de carbón están ligados a la baja capacidad de intercambio catiónico, baja fertilidad, ausencia de estructura, etc. Se ha comprobado que estas carencias pueden solventarse, en mayor o menor medida, utilizando aportaciones de residuos orgánicos de diversa naturaleza. Cuando no se recubren de tierra vegetal, la enmienda orgánica parece imprescindible, por lo menos hasta que la vegetación implantada produzca suficiente biomasa. En menor medida puede interesar también controlar los niveles de los elementos fertilizantes principales.

LOCALIZACIÓN	TIPO DE ESTÉRILES EN SUPERFICIE	APORTE DE TIERRA VEGETAL O SUSTITUTOS DE SUELO	CORRECCIÓN DE LA ACIDEZ	ENMIENDA ORGÁNICA	IMPLANTACIÓN DE VEGETACIÓN (1ª FASE)
<b>As Pontes</b>	Sedimentos cuaternarios/ arcillas carbonosas	Suelos nativos	No	No	Plantaciones arbóreas
	Pizarras	Suelos nativos	Caliza (no siempre)	No	Plantaciones arbóreas
	Pizarras preseleccionadas	No	Caliza (no siempre)	Purín de gallina	Plantaciones arbóreas y siembra de pratenses
	Estériles preseleccionados con cenizas	No	No	No	Siembra de pratenses
<b>Meirama</b>	Estériles preseleccionados	No	Caliza/ dolomía	Purín de vacuno	Siembras e hidrosiembras de pratenses
<b>Carrasconte</b>	Pizarras y areniscas	Suelos nativos	No	No	Hidrosiembra de pratenses
<b>Corta de las Ranas</b>	Pizarras y areniscas	Suelos nativos (parcialmente)	No	No	Plantaciones arbóreas dispersas
<b>Utrillas</b>	Calcarenitas y arcillas carbonosas	Tierra de bancales/Arcillas o arenas/Glaci	--	Purín	Siembra de pratenses
<b>Corta Alloza</b>	--	Suelos nativos (no en toda la superficie)	Caliza	Leonardita	Plantaciones arbóreas y arbustivas
<b>Mina Emma</b>	Lutitas y areniscas	Suelos nativos/material raño arcilloso	No	Abonado en verde	Siembras de cereal/siembras de pratenses
<b>Norte de Palencia</b> <b>Villanueva</b>	Pizarras y areniscas	Materiales finos	No	Estiércol	Siembras e hidrosiembras de pratenses
	<b>Guardo</b> Pizarras y areniscas	Suelos nativos	No	Estiércol	Siembras e hidrosiembras de pratenses

**Tabla 33.** Resumen de algunos aspectos importantes que afectan a los trabajos y estudios de rehabilitación revisados correspondientes a minería de carbón.

En ocasiones, los principales problemas de los estériles mineros de carbón derivan del contenido en sulfuros de hierro. Los pocos estudios de elementos traza altamente móviles asociados a estériles de carbón muestran que no son generalmente un problema. Ni siquiera el aluminio, cuando se ha estudiado, resulta excesivamente problemático en estériles muy acidificados, especialmente si se quiere implantar

vegetación forestal o autóctona. Parece que el bajo pH, por sí mismo, y la elevada salinidad son los factores de mayor incidencia sobre la vegetación. Las enmiendas con materiales encalantes también han sido objeto de mucho interés en los trabajos de rehabilitación realizados, y serán de utilidad en rehabilitación de residuos mineros abandonados, siempre y cuando no se superen determinados umbrales de capacidad de generación de acidez.

Otros aspectos importantes que se han podido reconocer son el control de la escorrentía, la compactación que genera la maquinaria de movimiento de tierras y la pendiente de los taludes. En general se apunta que los taludes finales no sobrepasen el valor de 21° de pendiente. Esto reducirá los problemas de erosión, facilitará todas las operaciones posteriores, incluido el descompactado y el establecimiento de la vegetación. Si el resto de condiciones son malas (como en las solanas de Sabina en Utrillas) tal vez sea necesario reducir todavía más la inclinación o tomar medidas de control de la erosión de mayor intensidad.

La revisión de los trabajos dedicados a presas de residuos mineros de minería metálica, muestra que en todos ellos se han buscado la implantación de vegetación con carácter estabilizador. En este sentido, las investigaciones han sido abordadas también como una exploración sobre posibles enmiendas de los propios materiales para que sean capaces de sostener vegetación o el estudio de la posibilidad de usar otros materiales para recubrir los residuos de flotación con coberturas de suelo o tecnosoles. A diferencia de los trabajos revisados referentes a minería de carbón, todos los dedicados a minería metálica parten de situaciones de abandono sin rehabilitación y son abordados transcurrido un tiempo después de dicho abandono. Además, varios de ellos son de carácter experimental, es decir, no se pueden considerar actuaciones de rehabilitación definitivas (como el caso de El Lirio o El Descargador). En la **Tabla 34** se resumen los principales aspectos considerados en estos trabajos.



LOCALIZACIÓN	TIPO DE ESTÉRILES EN SUPERFICIE	APORTE DE TIERRA VEGETAL O SUSTITUTOS DE SUELO	CORRECCIÓN DE LA ACIDEZ	ENMIENDA ORGÁNICA	IMPLANTACIÓN DE VEGETACIÓN (1ª FASE)
<b>Touro</b>	Residuos de flotación	Tecnosoles de diseño	No	No	Plantaciones arbóreas
<b>Zarandas-Río Tinto</b>	Residuos de flotación	Suelos y rocas nativos (parcialmente)	Caliza	No	Plantaciones arbóreas
<b>El Descargador (experimental)</b>	Residuos de flotación	No	Lodos de mármol	Purín de cerdo	Herbáceas autóctonas y <i>Tamarix</i>
<b>El Gorguel (experimental)</b>	Residuos de flotación	No	Lodos de mármol	Purín de cerdo	Herbáceas autóctonas y <i>Tamarix</i>
<b>El Lirio (experimental)</b>	Residuos de flotación	No	Lodos de mármol	Purín de cerdo	Herbáceas autóctonas y <i>Tamarix</i>
<b>Brunita (experimental)</b>	Residuos de flotación	No	Lodos de mármol	Estiércol de cerdo/lodo de depuradora	Herbáceas autóctonas y <i>Tamarix</i>
<b>El Gorguel (experimental)</b>	Residuos de flotación	No	Lodos de mármol	Purín de cerdo	No
<b>El Lirio (experimental)</b>	Residuos de flotación	No	Lodos de mármol	Purín de cerdo	No
<b>Santa Antonieta</b>	Residuos de flotación	No	Lodos de mármol	Estiércol de cerdo/purín de cerdo	Plantaciones y siembras de especies autóctonas
<b>Rodalquilar</b>	Residuos de cianuración	Si	No	Se desconoce	Plantaciones y siembras de especies autóctonas

**Tabla 34.** Resumen de algunos aspectos importantes que afectan a los trabajos y estudios de rehabilitación revisados correspondientes a minería metálica.

Destaca el planteamiento utilizado en la presa de Touro. Como se ha comentado, se concibió la creación de un tecnosol de diseño que sirviera para corregir con una sola aplicación todos los problemas presentes, mejorara las características edáficas y además permitiera la implantación de vegetación y la fijación de C. Es indudable el nivel de conocimientos y el sentido práctico invertido en dicha solución. La implantación de vegetación ha sido un éxito (en lo que influye también el extraordinario clima de la zona). No obstante, los problemas de generación de acidez con afección sobre las aguas superficiales no se han resuelto y es necesaria la presencia de sistemas de tratamiento pasivo que deberán estar funcionando y siendo

controlados durante un tiempo indeterminado. Tal vez hubiera sido necesario incorporar un recubrimiento aislante por debajo del tecnosol, o haber incorporado en su diseño el criterio de que fuera además aislante, o usar mayor espesor. Un detalle que se ha señalado en Touro es el de que el procedimiento aplicado puede suponer un aumento de los niveles solubles de Cu, Pb, Ni y Zn. De la revisión de este caso, se deduce que están en juego muchos aspectos que necesitan ser controlados y experimentados, con vigilancia de muchos parámetros analíticos durante un periodo de seguimiento importante. Por desgracia, esto es un aviso de lo que puede ser necesario hacer en cualquier proyecto de rehabilitación de presas abandonadas, pues, después de todo, la presa de Touro lo era en el momento de inicio de las actuaciones realizadas.

En términos generales la mayoría de los estudios revisados se plantean con el propósito de encontrar medios para corregir la acidez, incrementar el contenido de materia orgánica y nutrientes, mejorar la estructura del suelo, reducir la movilidad de metales pesados y, en última instancia, para facilitar el establecimiento y crecimiento de la vegetación, sin que esta pueda tener efectos sobre las cadenas tróficas. En este sentido, las decisiones de actuación deben basarse en el estudio de numerosos parámetros geoquímicos y edáficos y de las condiciones locales, sin olvidar los problemas que puede plantear el estudio de la susceptibilidad a los procesos de tubificación en aquellos residuos donde se hagan evidentes.

Dejando a un lado Touro, el éxito más reseñable parece ser, de momento, la Represa III en Zarandas, con varias décadas de crecimiento sostenido de los pinos plantados y un alto grado de estabilidad. Más adelante se vuelven a considerar las actuaciones desarrolladas en la Represa III. No obstante, es importante destacar que la mayoría de experiencias revisadas se ubican en un entorno altamente desfavorable desde el punto de vista climático (la Sierra Minera de Cartagena-La Unión). Aquí, las parcelas experimentales, después de abandonadas, ofrecen un aspecto desolador, especialmente en las presas de carácter más ácido (Brunita y El Descargador), por lo que las mejoras que fueron introducidas en los estudios experimentales han tenido un efecto limitado en el tiempo. Esto ya es un dato importante. Es posible que no sea

factible enmendar los residuos más ácidos de forma permanente y deba pensarse en coberturas de suelo o tecnosoles, empleando residuos u otros materiales disponibles en la zona. Será muy interesante hacer un seguimiento de los trabajos desarrollados en Santa Antonieta, pues todavía es pronto para decir si puede considerarse una intervención exitosa o no, como dejaron expresado los propios autores. En realidad, el establecimiento de protocolos de seguimiento o monitoreo de los resultados alcanzados y su evolución, será necesario en cualquier proyecto de rehabilitación que se plantee sobre presas de residuos abandonadas. Dicho monitoreo debe proporcionar información útil para la resolución de problemas que puedan surgir o para planificar un manejo adaptativo de las propias tareas de restauración, lo que tiene que ser considerado en los propios proyectos. También será necesario planificar un control de la escorrentía y la calidad de las aguas hasta que no se tenga garantía de una estabilización total, especialmente si se tiene en mente que ninguno de los estudios revisados se ha ocupado de los diques de las presas.

Para terminar, interesa destacar que la vieja discusión sobre si hay que establecer primero vegetación herbácea o leñosa usando siembras o plantaciones, no queda resuelta tampoco con esta revisión. Cuando el clima es suficientemente húmedo, como en el norte de Palencia o en Galicia, las formaciones herbáceas (incluso de variedades comerciales) han sido siempre beneficiosas. También han funcionado bien en Puertollano. Las dudas sobre la competición por el agua del suelo surgen sobre todo en climas muy secos y terrenos en pendiente. No cabe duda de que el empleo de especies autóctonas puede ser recomendable siempre en estos casos. De lo que no cabe la menor duda es del extraordinario papel que pueden jugar las especies leguminosas arbustivas como elementos importantes para la estabilización a largo plazo en proyectos de rehabilitación.

## 5. CASOS DE GESTIÓN DEL AGUA ASOCIADA A INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS ABANDONADAS

En capítulos anteriores se ha mostrado cómo la regulación de la escorrentía generada en las superficies a rehabilitar puede ser de gran importancia en la generalidad de los casos. Igualmente puede ser vital la derivación de agua procedente del exterior de la instalación. Existe abundante bibliografía sobre la forma en que puede ser controlada la afluencia de agua con posibles efectos sobre instalaciones de residuos mineros, por lo que en las páginas que siguen se ha preferido dar a conocer dos casos ciertamente singulares localizados en puntos diametralmente opuestos en lo que se refiere al clima y en los que el aporte externo de agua, facilitado artificialmente, ha tenido efectos muy diferentes como consecuencia de las particularidades de cada caso.

### 5. 1. EL CASO DE LA PRESA DE LA MINA TROYA (GUIPÚZCOA)

La Mina Troya es una mina subterránea que fue explotada por la empresa EXMINESA y cerrada en 1994. Se encuentra en los municipios de Mutiloa y Gabiria (Guipúzcoa). El yacimiento aprovechado consiste en una masa de sulfuros polimetálicos, y la mineralización se compone esencialmente de marcasita y pirita, con esfalerita, blenda, galena, calcopirita y arsenopirita (Martinez-Conde *et al.*, 1999). La obtención de metales se centró en cinc y plomo. Los estériles del proceso de flotación se vertieron en una presa de materiales sueltos, construida según los cánones de presas de agua, que cierra el pequeño valle del arroyo Gesala (**Figura 43**). Dicha presa tiene el código 88-IV-3-001 el inventario del IGME. El entorno inmediato se caracteriza por la presencia de caseríos y viviendas unifamiliares aisladas que salpican el valle del río Estanda, en el que desemboca perpendicularmente el arroyo Gesala.

La presa se construyó con el objetivo de crear un depósito de almacenamientos para los residuos procedentes del proceso de extracción de plomo y zinc de la mina, que comenzó su actividad en el año 1976 y finalizó en el año 1994. El cuerpo principal de la presa es de escollera, con núcleo y material de filtro, y con 34 m de altura. La presa alberga en la actualidad un volumen acumulado de aproximadamente 1 millón de

metros cúbicos, entre lodos de flotación y agua. El adelanto en el cierre de la mina permitió que no se rellenara completamente de residuos, dejando un volumen libre de unos 350.000 m<sup>3</sup> ocupado por agua, con una profundidad máxima de 6 m sobre los residuos piríticos. El arroyo Gesala discurría por el emplazamiento donde se encuentra ubicada actualmente presa, por lo que en el momento de su construcción fue desviado, para lo que se construyó una captación de agua en el cauce del arroyo y una conducción mediante un canal que descarga en el cauce antiguo, aguas abajo del dique en su margen derecha. El canal está excavado en la ladera derecha y está revestido en parte de su trazado, discurriendo en paralelo a la orilla de la balsa de estériles.



**Figura 43.** Panorámica de la presa minera de la Troya (Mutiloa/Gabiria, Guipuzcoa).

Un estudio desarrollado en el período entre junio de 1992 y junio de 1993 (estando próximo el cierre de la mina), demostró la afección sobre las aguas superficiales. Se encontraron fuertes concentraciones de cianuros libres, que estaban uniformemente repartidos en la balsa de estériles (2 mg/L), a unos metros del aliviadero, en el canal

artificial del Gesala (0,6 mg/L), y en el cauce natural del mismo (valores superiores a 1 mg/L). Según datos de Martínez-Conde *et al.* (1999), el Gesala poseía un elevado contenido en  $SO_4$  y en metales disueltos ( $\mu\text{g/L}$ ): Zn: 810-7.370; Pb: 27,9-88,4; Fe: 300-11.210; Cu: 40,7-362; Cd: 5,2-48. En el sistema fluvial del Estanda se apreciaron también incrementos considerables de los metales presentes (especialmente Cd, Cr, Cu, Pb y Zn) (Martínez-Conde *et al.*, 1999).

Tras el abandono de la actividad en 1994, se produjo el ascenso del nivel piezométrico en la mina de interior, hasta que el agua comenzó a manar por la llamada bocamina de la Rampa Norte. El mencionado canal de la margen derecha recoge también el agua que surge por dicha bocamina. Desde entonces el agua conducida por dicho canal se ha asimilado a lo que fue el arroyo Gesala, y su calidad se ha visto condicionada totalmente por la calidad de la que rebosa desde la bocamina norte a partir de marzo de 1995, tras la recuperación de los niveles piezométricos, como consecuencia del cese del drenaje y de la actividad minera. El agua que surge de la bocamina norte deriva de los procesos químicos que suceden en el interior de la mina: oxidación de la pirita y otros sulfuros, neutralización por la disolución de calcita y dolomita, y desprendimiento de  $CO_2$  (Iribar *et al.* 1999)

Nuevos datos obtenidos en 1995 también confirmaron los problemas de contaminación del arroyo (Marqués *et al.*, 2001). En el año 95, al alcanzarse el nivel de la bocamina norte, la totalidad de la vida acuática del arroyo Gesala fue eliminada, debido al elevado contenido en Al y Zn, y a la precipitación de hidróxidos de hierro. Según Iribar *et al.* (1999), en mayo de 1997, el agua del arroyo Gesala poseía un pH de 7,9, con los siguientes contenidos: 1.300 mg/L de  $SO_4$ , 24 mg/L de Fe, y 2,35 mg/L de Zn. En mayo de 1997, el caudal transportado por el canal de Gesala, incluyendo el procedente de la bocamina norte, se desvió hacia la presa de lodos mineros, y se creó una salida de agua por rebose a través de un aliviadero y canal de desagüe lateral que se vuelve a unir con el Gesala canalizado en un punto situado aguas abajo. Es decir, el agua del canal (escorrentía de la ladera más rebose de la mina de interior) entra en la presa y se mezcla con el agua residente, con intención de aprovechar la capacidad depuradora de la misma funcionando como un humedal aerobio de grandes



proporciones (**Figura 44**).



**Figura 44.** Imagen que ofrece la superficie del agua almacenada en la presa de mina Troya en las cercanías del dique (a la derecha en la imagen).

Según Iribar *et al.* (1999, 2000), los valores medidos en mayo de 1997, después del desvío del canal hacia la presa y la creación del rebose desde la presa, fueron: 909 mg/L de  $\text{SO}_4$ , 0,64 mg/L de Fe, y 0,24 mg/L de Zn. Dichos autores afirmaron que desde la conexión del canal con la presa, se produjo una recuperación importante en los ríos Gesala y Estanda. La concentración de metales descendió y los fangos acumulados en el lecho del cauce han desaparecido arrastrados por las avenidas. En cuanto a la vida piscícola, el arroyo Gesala, que contenía una población importante de *Phoxinus-phoxinus* (95 ejemplares en el año 1995) y pasó a la práctica desaparición (un único ejemplar), parecía albergar una recuperación importante, con 32 ejemplares. Los citados autores también interpretaron que una parte de la recuperación del agua en el arroyo Gesala se debe al acuífero carbonatado, el cual funciona como un análogo de un sistema de drenes de caliza anóxicos. Afirmaron que la concentración en  $\text{SO}_4$  y

metales en la bocamina es decreciente a lo largo del tiempo. Las altas concentraciones observadas durante el primer mes de descarga eran debidas al lavado de sulfatos hidratados de Fe y Zn formados durante años en las caras descubiertas del mineral. El descenso observado con posterioridad puede ser debido, bien al agotamiento del mineral en la zona de contacto aire-agua, o debido a que la posible precipitación de FeOOH sobre la superficie de la pirita. A todo ello se suma el posterior paso del agua por la presa, como sistema de tratamiento pasivo aerobio.

Desde el momento en que se publicaron los documentos a los que se ha hecho referencia ha pasado bastante tiempo. Todo parece indicar que la evolución ha seguido siendo favorable a la luz de los datos obtenidos por el IGME en el año 2014 (no publicados), referidos al arroyo Gesala en su parte canalizada a la salida de la presa: 332 mg/L de SO<sub>4</sub>, <15 µg/L de Fe, 4,3 µg/L de As, 0,38 µg/L de Cu, 0,37 µg/L de Pb, y 12,3 µg/L de Zn.

Este caso es enormemente llamativo por la eficacia comprobada de una actuación relativamente simple, como es el desvío del agua del canal de Gesala y el procedente de la mina hacia la presa, para volver a dar salida al agua en un punto más abajo mediante un aliviadero. Desde ese momento la presa pasó a funcionar como un humedal aerobio para el tratamiento de todas las aguas de la mina y del arroyo Gesala, al tiempo que se impide o se reduce en gran medida la oxidación de los materiales sulfurosos contenidos en los residuos mineros que almacena. Ciertamente, según algunos autores, la técnica más eficaz para impedir la generación de acidez es el mantenimiento de los residuos completamente sumergidos bajo una cobertura de agua. Esta solución es prácticamente inviable para instalaciones abandonadas en las que no se habilitó desde el momento de cierre o abandono. De hecho, este caso es único en nuestro país. Hay que pensar que las cubiertas de agua solo son posibles en lugares con balance hídrico positivo, como es el caso de la zona en la que se ubica la presa (con unos 1000 mm de precipitación media anual), en la que también se recibe escorrentía de las laderas colindantes y del acuífero en el que se encuentran las labores mineras, lo que implica un suministro de agua sobrante para mantener la superficie permanentemente cubierta. Además, esta solución solo es factible contando



con infraestructuras hidráulicas para mantener las condiciones de inundación, cuya integridad debe quedar garantizada a largo plazo (idealmente a perpetuidad). En este sentido, conviene resaltar que esta presa dispone de un Plan de Emergencia Exterior, aprobado por el Gobierno Vasco, y que existen medidas de control periódico: instalación de un aforo en la bocamina para controlar el caudal de agua procedente del acuífero, análisis de aguas procedentes del acuífero para conocer la evolución del sistema de drenaje y control de filtración de la presa.

## **5. 2. EL CASO DE LA PRESA DE LODOS MINEROS AQUISGRANA (LA CAROLINA, JAÉN)**

La presa de lodos o residuos de flotación con código 884-II-2-001, conforme al reciente inventario de Instalaciones de Residuos Mineros Cerradas o Abandonadas, desarrollado por el IGME, era conocida localmente como presa Aquisgrana. Actualmente ha sido desmantelada, aunque con anterioridad a su desmantelamiento, pudo ser inventariada y se pudo constatar la ocurrencia de procesos no deseados que, como se explica más adelante, pueden ser consecuencia de ciertas características de la propia presa que no fueron tomadas en consideración durante las labores de rehabilitación a las que fue sometida. Ocupaba parte del valle del río Campana, en las inmediaciones del núcleo urbano de La Carolina (Jaén, **Figura 45**).

La procedencia del residuo minero almacenado en ella debería corresponderse con la mina del mismo nombre (“mina Aquisgrana”) ubicada en las cercanías (localización sin determinar). Se trataba de una presa de lodos mineros en valle, construida por el método de recrecimiento del dique con desplazamiento de la cresta aguas-arriba, con sistema de vertido a través de tubería desde el propio dique. La longitud máxima original del dique no debió superar los 60 m, ni su anchura en la base los 20 m. Su altura debió ser poco mayor de 10 m, contando con un ángulo de talud original de aproximadamente 37°. En total se almacenaban aproximadamente un volumen de 18000 m<sup>3</sup> de lodos.



**Figura 45.** Localización original de la presa Aquisgrana, La Carolina (Jaén). Imagen modificada de: <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html> (©Instituto Geográfico Nacional).

La **Figura 47** muestra la evolución seguida por la presa en diversas fechas. La primera fotografía donde aparece la presa es de 1984, aparentemente abandonada hace poco tiempo. En el año 2001, la presa seguía abandonada, pero muestra algún grado de colonización vegetal y no presenta problemas de erosión importantes. Se desconoce la edad exacta de inicio de construcción de la presa de lodos mineros, si bien es sabido, mediante el análisis de imágenes aéreas, que ésta debió ser necesariamente posterior al año 1977 y anterior a octubre de 1984, dado que se conservan las primeras imágenes de la presa en dicha fecha. Las fichas de inventarios antiguos consultadas muestran que la presa disponía de un drenaje de fondo con salida al pie del talud del dique, cuya presencia pudo constatarse durante una visita de campo realizada en febrero de 2012. Como se ha mencionado, se ha podido comprobar, mediante la visualización de diversas imágenes aéreas, que no se desarrollaron procesos erosivos

de importancia durante los 15 años transcurridos desde la construcción de la presa de lodos, imagen de octubre de 1984, hasta la siguiente imagen tomada en enero de 2001 (Figura 46). Resulta llamativo que durante un periodo de tiempo tan prolongado, y máxime estando la presa ubicada en un valle, no se hubieran generado importantes formas de erosión (regueros o cárcavas) en el vaso y dique de la presa, a menos que el agua de todo ese valle dispusiera de una vía alternativa para atravesar los residuos y alcanzar el río Campana, por lo que es muy posible que el mencionado drenaje de pie de talud fuera en realidad un drenaje de fondo de valle que discurriera por debajo de todo el depósito.



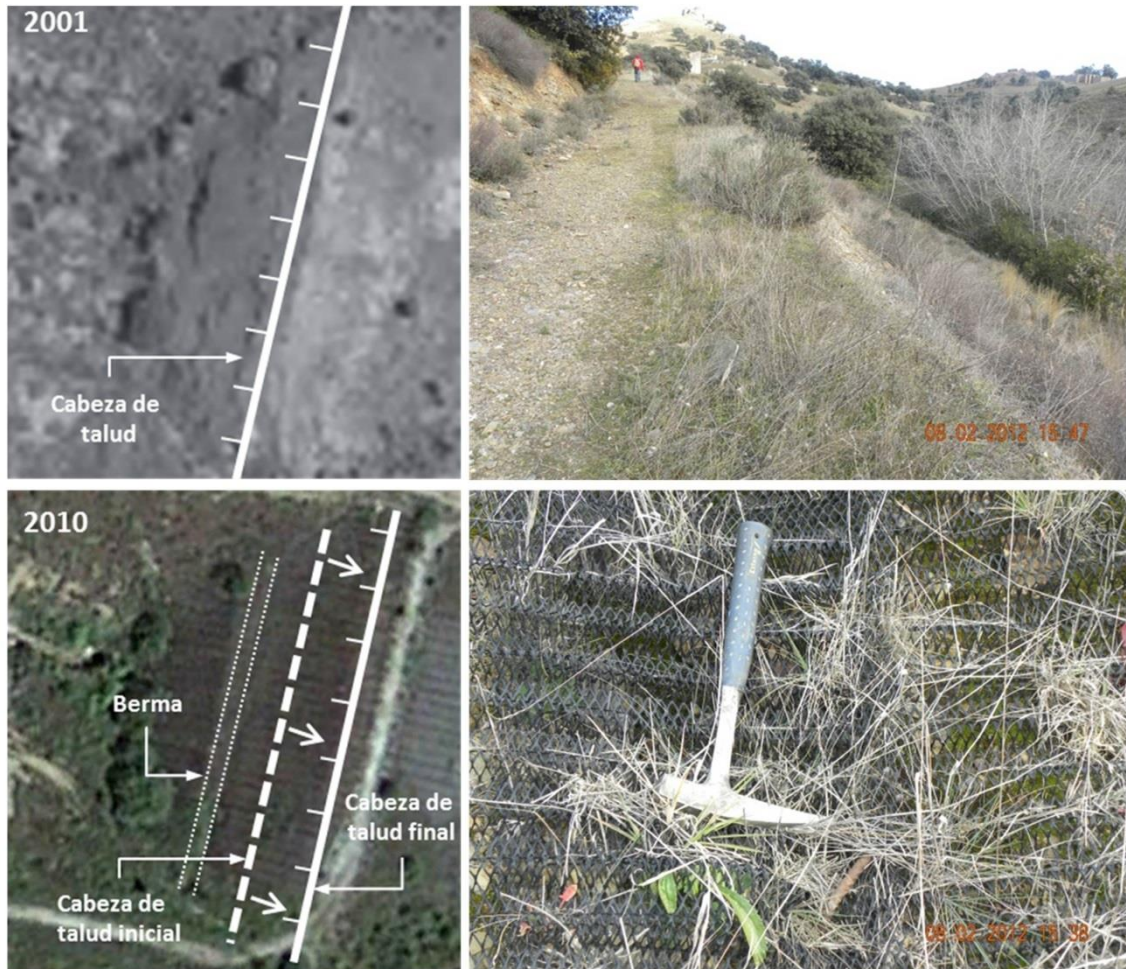
**Figura 46.** Imágenes aéreas que muestran el estado de la presa “Aquisgrana”. Arriba: fotografías posteriores a 1977 y anteriores a la rehabilitación (modificadas de: <http://www.juntadeandalucia.es/institutodeestadisticaycartografia/fototeca/>). Abajo: fotografías posteriores a las operaciones de rehabilitación (modificadas de <https://fototeca.cnig.es/>, © Instituto Geográfico Nacional). Se observa claramente la evolución de un Fenómeno de erosión interna que creció ostensiblemente entre junio de 2011 y junio de 2013.

Si bien es sabido que en un momento dado se realizaron determinadas obras de acondicionamiento de la presa de lodos mineros, se desconoce la fecha exacta en la

que estas fueron realizadas. No obstante se obtuvieron también imágenes aéreas fechadas en el año 2004 en las que observó una traza de mayor anchura en los caminos de acceso (que podría ser indicativo de introducción de maquinaria en la zona). También pudo distinguirse un talud del dique algo más tendido (y posiblemente la construcción de una berma) y lo que podrían ser los depósitos de material sobrante de ese posible reperfilado del talud en el vaso. Del mismo modo, se desconoce con exactitud en que consistieron las obras, pero tras una visita de campo (realizada en febrero de 2012) se pudo constatar, al menos: la construcción de una berma a mitad de altura del dique principal, con el correspondiente descenso del ángulo de talud del dique principal; el extendido de una capa de suelo de entre 15 y 20 cm sobre los residuos mineros, y la instalación de un recubrimiento de geomalla y geotextil en toda la superficie del depósito (**Figura 47**).

Cabe destacar que, hasta el momento de iniciadas las obras de clausura y cierre, pese a considerarse una instalación en estado de abandono, y contando con la gran cantidad de tiempo transcurrido desde su construcción (estimada en 25 años hasta el inicio de las obras), no se ha podido encontrar información relativa a problemática alguna en relación con los aspectos de estabilidad geotécnica de dicha presa. De hecho, en el inventario de 1985, respecto a la evaluación geomecánica, se comenta que “no se aprecian problemas a priori salvo en caso de avenidas o riadas”, mientras que el inventario de 1999 considera dicha presa “estable en las condiciones actuales” en lo referente a su evaluación de la estabilidad geotécnica. Sin embargo, queda claro que, con posterioridad a la realización de las obras, se puede reconocer sin lugar a dudas, a través del análisis de las imágenes y de la comprobación *in situ*, la aparición de un problema de gran envergadura, que llevó a comprometer totalmente la estabilidad de la presa.





**Figura 47.** Obras realizadas en la presa Aquisgrana. Izquierda: construcción de berma y rebaje del ángulo del talud del dique. Derecha arriba: detalle de la berma. Derecha abajo: detalle de geomalla instalada (fotografías tomadas en febrero de 2012).

En la fotografía aérea de junio de 2011 se puede observar como la presa se ha visto afectada por la aparición de una gran cavidad o pozo generado por hundimiento que ha ido evolucionando progresivamente hasta la imagen del año 2013 (**Figura 47**). Dicho fenómeno se puede describir como un colapso progresivo en el vaso de la presa, dando como resultado una característica forma hueca semiesférica que ha ido creciendo con el tiempo y que, probablemente, naciera como un fenómeno de erosión interna, hasta provocar el colapso de la superficie del vaso (**Figura 48**).



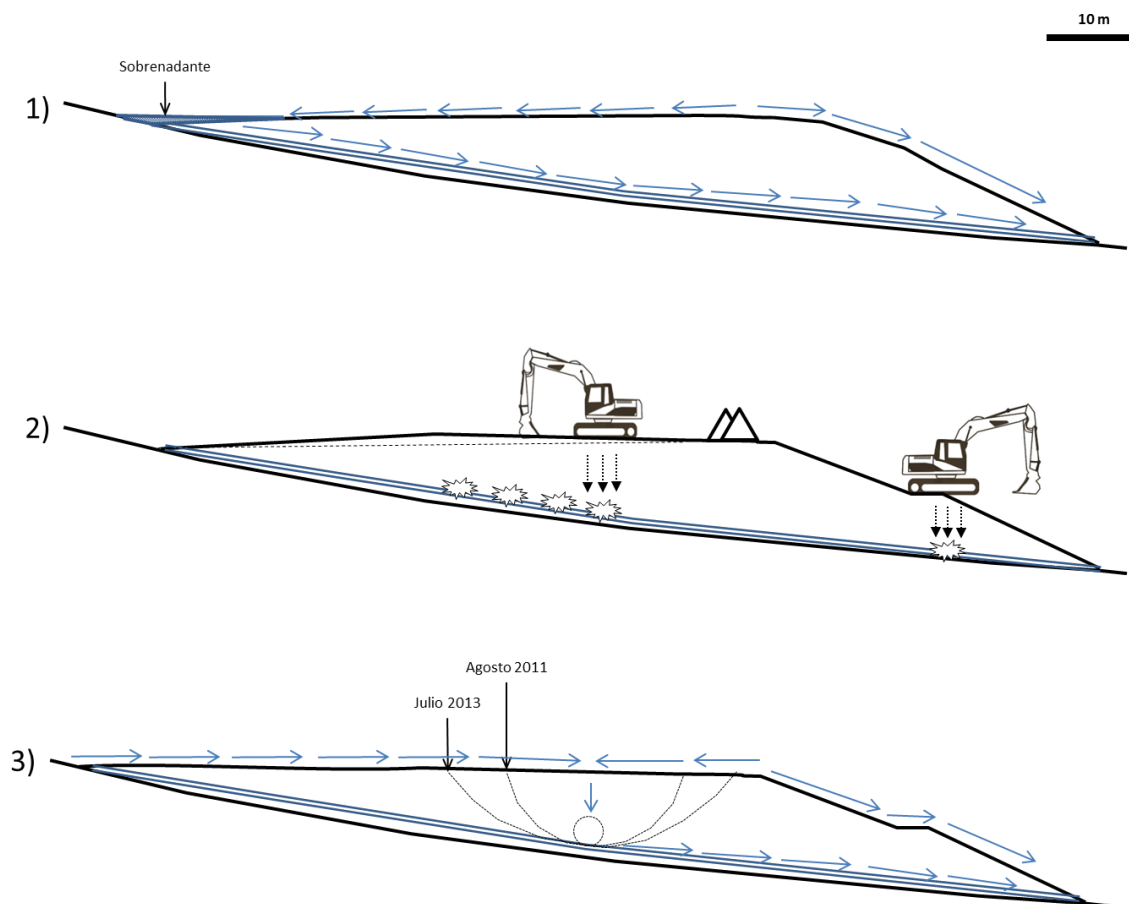
**Figura 48.** Detalles del fenómeno de hundimiento o colapso observado en campo durante la visita en febrero de 2012. Los materiales del vaciado salieron por el drenaje de fondo (arriba a la izquierda) depositándose a lo largo del cauce del río Campana.

Conviene insistir en que, pese a haberse mantenido teóricamente intacta a lo largo de 25 años, ha bastado el transcurso de unos cinco años tras haberse realizado las obras de rehabilitación para que se produjera un fenómeno que ha acabado por colapsar casi por completo el vaso de la presa minera en el transcurso de apenas un par de años más. Esto lleva a pensar que existe una clara relación entre las obras realizadas y el colapso del vaso de la presa. A priori, el tipo de medidas practicadas en la obra (rebaje del talud del dique de la presa, construcción de la berma, recubrimiento con suelo y una malla geotextil) deberían haber redundado en una mejora de las condiciones de estabilidad geotécnica de la misma. Sin llegar a saber si se puso en práctica alguna medida adicional, aparte de las mencionadas, que no resultara evidente y que, por tanto, pasara desapercibida, sí que se pudieron observar algunos fenómenos que podrían arrojar luz acerca del motivo del fallo de la estructura. Por ejemplo, se pudo comprobar, en primer lugar, la presencia de grietas y cierto grado de deformación en

la tubería de drenaje interno de la presa de lodos (**Figura 48**) que podría indicar que ésta experimentó un exceso de carga. En el caso estudiado, la deformación y la aparición de grietas parece ser más intensa hacia el interior de la instalación, coincidiendo aproximadamente con la zona sobre la que debió apoyarse la maquinaria de obra que fue necesario introducir en la estructura para la construcción de la berma y el resto de labores. De acuerdo con esto, es posible establecer una hipótesis mediante la cual la introducción de esa maquinaria en la zona del vaso, con el objeto de rebajar el ángulo de la cabeza de talud o realizar otras labores sin determinar podría haber provocado la afección de la tubería en la zona del vaso. Una grieta lo suficientemente grande constituiría el detonante necesario para iniciar un proceso paulatino de erosión interna (*piping*) que arrastraría materiales sólidos a través de dicho hueco en dirección al desagüe sobre el río Campana. Dicho hueco iría acrecentándose horizontalmente y también en la vertical dejando un vacío de forma esférica en el interior del vaso hasta alcanzar su techo y, una vez superada la capacidad auto-portante del mismo, provocar su colapso), dejando como resultado la característica morfología semiesférica de un “*sinkhole*” o hundimiento.

Sería necesario dar una explicación adicional a porqué el fenómeno de erosión interna aparece en la zona del vaso y no así asociado a las grietas aparecidas en la tubería en el dique a la altura de la berma. Este hecho podría explicarse debido a que pese a que en ambos lugares aparecen grietas en las tuberías, la acumulación de agua, y por tanto la capacidad de filtración y arrastre del material de la presa, resultaría mayor en la zona del vaso que en la zona del dique, donde la acumulación de agua resultaría depreciable. Adicionalmente, se ha observado a través de fotografías históricas (año 1985) que el vaso de la presa tenía una ligera inclinación en dirección este, de manera que las aguas pluviales recogidas en ella tenderían a discurrir alejándose del dique, en dirección a la cola de la misma hasta alcanzar el drenaje de fondo de valle. Desde ahí la tubería de fondo de valle drenaba el agua por debajo del depósito en dirección al Río Campana. Por su parte el agua del talud drenaba directamente por éste aprovechando su mayor inclinación. De hecho hay constancia de la existencia de laguna de decantación (en la ficha de un inventario del año 1985 se hace referencia a la presencia de agua sobrenadante). Durante las obras de rehabilitación se construyó una

berma y se reperfiló el talud. Existe la posibilidad de que el material retirado para el reperfilado del talud fuera utilizado para la nivelación del vaso. De hecho se tiene constancia de que así se hizo en otras restauraciones de depósitos de residuos mineros del entorno. Así, parece que el material excedente se extendió a lo largo de la cola vaso y es probable que se modificara la pendiente, en caída hacia el centro del vaso. Además el análisis comparativo de fotografías aéreas anteriores y posteriores a la obra parece indicar que podría haberse acumulado material hacia la cola de la misma. En tales condiciones es fácil pensar que se incrementaría la acumulación de agua en el vaso en periodos de lluvia, y por tanto se favorecería el fenómeno de filtración y erosión interna. El proceso se esquematiza en la **Figura 49**.



**Figura 49.** Evolución sufrida por la presa Aquisgrana. 1) Situación previa a las obras. 2) Ejecución de obras. 3) Modificación del drenaje superficial con posterioridad a las obras.

En tales circunstancias la rotura de la tubería podría desarrollar una oquedad inicial que derivaría en un proceso de erosión interna en la zona de máxima acumulación de



agua del vaso. Lógicamente la extensión de material a lo largo de la presa podría implicar la rotura de la tubería de fondo de valle por muchos puntos. No obstante el punto donde se iniciaría el fenómeno de colapso coincidiría con aquella rotura en la que, adicionalmente, percoló mayor cantidad de agua. Para terminar, se ha podido observar que, con posterioridad a los trabajos de inventario, la presa ha sido totalmente desmantelada, sin que se haya tenido conocimiento del destino final de los residuos.

Este caso permite apreciar la importancia que adquiere el control del agua que ingresa en las presas abandonadas, al tiempo que advierte de la posibilidad de que los sistemas de drenaje interno presentes en presas abandonadas estén deteriorados o puedan deteriorarse al efectuar operaciones de rehabilitación. Es cierto que muchos de los hundimientos producidos en este tipo de instalaciones abandonadas de depósitos de residuos se suelen producir en el vaso de la presa, estando asociados por lo general al fallo de las chimeneas que colectaban el sobrenadante de la laguna de decantación o a las conducciones internas de fondo situadas en la base del depósito. Se ha comprobado que estos sistemas son vulnerables frente al paso del tiempo, ya que suelen obstruirse, degradarse o romperse por la presión de los lodos almacenados. Es práctica usual en la ingeniería de presas de embalse de materiales sueltos, el intentar evitar por todos los medios posibles la utilización de tuberías de descarga que atraviesen el relleno de cierre. Se sabe por experiencia, que las tuberías en si mismas y su contacto con los materiales de relleno son puntos débiles, en los que muy frecuentemente se originan procesos de tubificación. En el caso de las presas de lodos de flotación o relaves, el problema no es tan agudo ya que la carga hidráulica se pierde en una longitud de flujo mayor, puesto que los mismos lodos sirven como elemento de contención del agua. Es por ello que la práctica de instalar tuberías que atraviesen la presa sea más habitual que en presas de embalse (Oldecop y Rodríguez, 2006). Sin embargo, esto no deja de ser peligroso, por lo que, desde el punto de vista de la reducción de riesgos, la instalación de canales de guarda o de desvío de cauces, como parte integrante de proyectos de rehabilitación, puede ser una de las decisiones más importantes, especialmente en el caso de presas mineras situadas cerrando valles.

## **6. EVALUACIÓN DE LA APLICABILIDAD TÉCNICO-ECONÓMICA DE MEDIDAS INCORPORADAS EN PROYECTOS DE REHABILITACIÓN**

Este capítulo muestra los resultados de una revisión de proyectos de rehabilitación con el objetivo de indagar sobre la aplicabilidad real de medidas correctoras incorporadas en los mismos a la casuística concreta que representan las instalaciones abandonadas de residuos mineros. Es en esencia un estudio de casos, centrado en el análisis de los aspectos técnicos y económicos. En la mayoría de los proyectos reales consultados ha sido corriente encontrar combinaciones de diversas medidas de rehabilitación, incluso en la definición de unidades de obra. Esto es normal, puesto que la aplicación de un determinado tipo de medida correctora rara vez es suficiente para controlar completamente un determinado proceso no deseado. Las combinaciones de diversas medidas son generalmente más eficaces, siempre y cuando se diseñen de modo que se adapten específicamente al caso concreto y, en particular, a las condiciones ambientales.

Se ha distinguido entre las medidas de rehabilitación que pueden ser adoptadas sobre el cuerpo de residuos mineros de las que pudieran denominarse obras auxiliares. Las primeras se refieren a todas las operaciones que normalmente van a tener mayor importancia superficial en un depósito de residuos mineros, es decir, las que guardan relación con la topografía general, con la cobertura o sellado (cuando se considera necesario), o con la instalación y protección del sistema suelo-vegetación. Las obras auxiliares, que son muchas veces importantísimas, incluyen canales de guarda y de desvío de cauces, trampas o balsas de sedimentación, humedales artificiales u otros sistemas de tratamiento pasivo de aguas contaminadas, etc.

Los casos que aparecen relacionados son todos reales, o por lo menos basados en proyectos reales. Las valoraciones económicas que se aportan se corresponden con lo que serían diversos componentes de un presupuesto de ejecución material, es decir suma de distintas partidas, sin incluir gastos generales, beneficio industrial, ni impuestos. Tampoco se han considerado los costes de seguridad y salud. Se ha intentado que las valoraciones económicas estuvieran más o menos actualizadas a

2017, haciendo uso de la aplicación para el cálculo de la inflación alojada en la página <http://fxtop.com/es/>, cuando se ha considerado necesario. Otras veces se ha considerado más conveniente recalcular los presupuestos, empleando como guía valoraciones más actualizadas de costes unitarios, mediante el examen de algunos proyectos recientes, no siempre dedicados a la rehabilitación de espacios mineros, así como la consulta de las páginas:

- <http://tarifas.trgsa.es/prestowebisapi.dll?FunctionGo&path=Trgsa2016W-Act-no-sujetas-Trgsa-Resto.cfg>
- [http://www.basepaisajismo.com/Paisajismo\\_WEB/index.htm#web.web](http://www.basepaisajismo.com/Paisajismo_WEB/index.htm#web.web)
- <http://www.mapama.gob.es/es/ministerio/servicios/informacion/plataforma-de-conocimiento-para-el-medio-rural-y-pesquero/observatorio-de-tecnologias-probadas/maquinaria-agricola/costes-aperos-maquinas.aspx>

## **6. 1. ANÁLISIS DE CASOS**

### **6. 1. 1. Medidas de rehabilitación adoptadas en la Represa III**

#### ***Descripción de las medidas***

La llamada Represa III (con clave de inventario 938-IV-4-004) es una de las grandes presas mineras situadas en el área de Zarandas-Naya, a unos dos kilómetros y medio al sur, tanto de Minas de Ríotinto como de Nerva, y a caballo entre los términos municipales de El Campillo y Nerva. Según los datos aportados por Pérez Blanco (1994), los cuales proceden de registros efectuados en la estación meteorológica instalada por la empresa minera, la temperatura media anual es de 17,1°C, considerándose meses fríos: diciembre, enero y febrero. La precipitación media anual es de 756,5 y la ETP media anual es de 758,6. A partir de los balances hídricos, los meses que pueden considerarse secos son junio, julio, agosto y septiembre. El Índice de aridez de De Marttonne es cercano a 28, lo que significa que el clima se puede considerar Subhúmedo. El índice de Turc es aproximadamente 20. Con todo esto, se puede considerar que el clima en la zona es relativamente favorable para la geografía española.

Como ya se dijo en el capítulo cuarto, la Represa III del Concentrador Viejo, es un depósito de residuos procedentes del proceso de flotación para la obtención de concentrados de cobre que estuvo activo desde 1930 hasta 1973. El total de material almacenado supera ampliamente los cinco millones de toneladas. El dique de la represa se construyó por el sistema de recrecimiento de aguas-arriba sobre un muro inicial de hormigón, llegando a alcanzar unas 14 hectáreas de superficie, de las cuales 1 ha está ocupada por el talud oriental visto en planta. En su extremo occidental los residuos son retenidos por un dique de mampostería (Pérez Blanco, 1994).

Los residuos son mayoritariamente de textura arenosa. Los valores de pH aportados por Pérez Blanco (1994), referentes a muestras superficiales tomadas en esta presa, oscilaron entre 3,8 y 4,5. Los valores medidos en esta presa, más de una década después, también sobre muestras superficiales (IGME, 2008), se encontraban entre 3,3 y 4,2. Estos valores pueden ser calificados como propios de suelos ultra-ácidos o extremadamente ácidos, aunque no resultan demasiado distintos de los valores obtenidos en muestras de suelos naturales del entorno (entre 3,6 y 4,7). Tampoco se apreciaron diferencias significativas entre muestras superficiales y profundas, dentro de lo que se conoce como frente de oxidación. La medida de la capacidad de neutralización potencial neta de los residuos fue, en la mayoría de los casos, positiva, y en el resto ligeramente negativa. Teóricamente, por tanto, no es esperable que se pueda producir una acidificación significativa de las capas más superficiales en el futuro. Todo parece indicar que, en la Represa III, los procesos de oxidación y sus consecuencias han sido de menor importancia que en otras presas de residuos de flotación de la Faja Pirítica Ibérica, probablemente por la menor presencia de pirita en los residuos. Algunos datos analíticos de muestras superficiales aportados por Pérez Blanco (1994), arrojan elevados contenidos puntuales de Cu, Pb y Zn. Posteriormente Arranz González *et al.* (2012), comparando los contenidos de As, Cu, Pb y Zn con los valores de intervención para suelos forestales, que son, respectivamente, 100, 500, 1.000 y 1.000 mg/kg (Junta de Andalucía, 1999), consideraron que solo habría que preocuparse por los elevados contenidos en Pb y As en los residuos.

No ha sido posible conocer el momento exacto en el que se realizaron las primeras actuaciones de rehabilitación efectuadas en la plataforma superior de la presa, aunque probablemente tuvieran lugar a mediados de los años 80 del pasado siglo. Como ya se mencionó, según Pérez Blanco (1994) las primeras actuaciones consistieron en el recubrimiento somero de la parte más oriental del depósito con 5-10 cm de tierras muy pedregosas (seguramente procedentes de litosuelos del entorno) para evitar el levantamiento de polvo y su transporte por el viento hasta las cercanas instalaciones de Zarandas. Se ha podido comprobar que puntualmente el espesor de tierra alcanza 18 cm. Paralelamente al extendido de estas tierras se realizaron ensayos de introducción de vegetación, que incluyeron las siguientes operaciones:

- Delimitación de 8 parcelas de 3 m × 3 m (9 m<sup>2</sup>) con estacas y cuerda.
- Laboreo superficial hasta una profundidad de 25-30 cm de profundidad.
- Adición de aditivos. Prueba de tres tipos diferentes de material: 300 kg/ha de abono complejo 15-15-15 (N-P-K), 20 Mg/ha de espumas de azucarera y 30 Mg/ha de compost. Dos parcelas para cada tratamiento.
- Encalado con carbonato cálcico finamente molido en seis de las parcelas, a razón de 3 t/ha.
- Pase de rastrillo hasta 5 cm de profundidad para mezclar los materiales aportados en todas las parcelas.
- Siembras y plantaciones de especies preseleccionadas: *Pinus pinea*, *Pinus pinaster*, *Pinus radiata*, *Acacia melanoxylon*, *Quercus ilex*, *Quercus suber*. Cuatro parcelas sembradas y cuatro plantadas.
- Pase de rastrillo hasta 5 cm de profundidad para enterrado somero de las semillas en todas las parcelas.

La observación del desarrollo de la vegetación en las parcelas llevó a la conclusión de que la mejor opción de las investigadas era la siembra de *Pinus pinea* (pino piñonero). En el año 1987 se generalizó este tipo de tratamiento a toda la superficie del vaso de la presa (sin contar con el dique). Los tratamientos realizados fueron los siguientes:

- Laboreo superficial hasta una profundidad de 25-30 cm de profundidad.

- Aportación de 3 Mg/ha de CO<sub>3</sub>Ca finamente molido, mezclándolo superficialmente con rejonés arrastrados por tractor agrícola (durante el mes de enero).
- Distribución de abono complejo 15-15-15 (N-P-K), a razón de 300 kg/ha.
- Pase de rastrillo hasta 5 cm de profundidad para mezclar los materiales aportados.
- Siembra a voleo de semilla de *Pinus pinea* a razón de 40 kg/ha (en febrero).
- Pase de rastrillo hasta 5 cm de profundidad para enterrado somero de las semillas.

Al parecer, el resultado de la plantación fue inferior en la zona cubierta de tierras, por lo que se resembró al año siguiente y después se plantó (Pérez Blanco, 1994). En 1994 se sembraron alcornoques y se abonó con 250 kg/ha de abono 15-15-15 (N-P-K). Durante el desarrollo de trabajos de campo entre 2005 y 2007, por parte de personal del IGME, no se observó ningún ejemplar de dicha especie. Los resultados obtenidos después de haber transcurrido más de treinta años son bastante buenos, a la luz de la cobertura y la talla de los pinos presentes sobre la presa (**Figura 50**). La selección del pino piñonero como especie clave para la revegetación de la presa se ha mostrado acertada. La selección está de acuerdo con los resultados de un trabajo posterior desarrollado por Sáez-Díaz (2004). Este autor determinó que, en las áreas afectadas por los residuos mineros en el Faja Pirítica Ibérica, un valor de pH de 3,36 podría permitir un buen desarrollo de *Pinus pinea*, aunque para esta especie sería deseable un valor de pH próximo a 4,7. En la actualidad, en el vaso de la Represa III no se observan procesos erosivos y se está produciendo una lenta colonización de jaras (*Cistus ladanifer*) y brezos de las minas (*Erica andevalensis*).



**Figura 50.** Aspecto que presenta la superficie de la Represa III en su zona centro-occidental.

En la Represa III se aprecia también la llamativa fructificación del hongo *Pisolithus tinctorius*. Se trata de un hongo micorrizógeno de distribución universal, del que se ha destacado su preferencia por suelos arenosos ácidos, llegando a soportar suelos extremadamente ácidos, por lo que se está empleando en micorrización de planta forestal con vistas a su empleo en recuperación de tierras y restauraciones de zonas contaminadas y acidificadas.

Una valoración económica aproximada, a precios actuales redondeados, de las prácticas realizadas sobre toda la superficie de la Represa III se muestra en la **Tabla 35**. Al no disponer de toda la información necesaria para hacer la valoración, se ha

supuesto que todas las operaciones se realizaron contando con un tractor agrícola de 70-100 CV, sobre neumáticos. El laboreo se ha identificado con un desfonde mediante arado de vertedera, y el rastrillado con un pase de rastra de púas.

<b>Actuación</b>	<b>Coste (€/ha)</b>
Laboreo superficial hasta una profundidad de 25-30 cm de profundidad	64
Encalado e incorporación superficial con aperos agrícolas a razón de 3 t/ha de CO <sub>3</sub> Ca	589
Distribución de abono complejo 15:15:15 a razón de 300 kg/ha, empleando abonadora centrífuga portada sobre tractor agrícola de 70 CV	376
Pase de rastra de púas hasta 5 cm de profundidad para mezclar los materiales aportados	13
Siembra a voleo con abonadora centrífuga de semilla de <i>Pinus pinea</i> a razón de 40 kg/ha	1.252
Pase de rastra de púas hasta 5 cm de profundidad para enterrado somero de las semillas	13
<b>Total</b>	<b>2.307</b>

**Tabla 35.** Estimación económica del coste por hectárea de las actuaciones de enmienda, abonado e implantación de vegetación, realizadas en la Represa III.

### ***Análisis crítico de las medidas descritas***

Si se dejan a un lado las operaciones posteriores a las realizadas durante al año 1987, puede afirmarse que el proceso de rehabilitación realizado en la Represa III puede considerarse extraordinariamente simple. Las dificultades principales que se debieron plantear durante las operaciones realizadas no van más allá del transporte del personal, equipos y materiales a la presa, desde alguna de las poblaciones cercanas, y empleando accesos que por entonces debían estar en buen estado (aunque actualmente no lo están en los tramos más cercanos a la instalación).

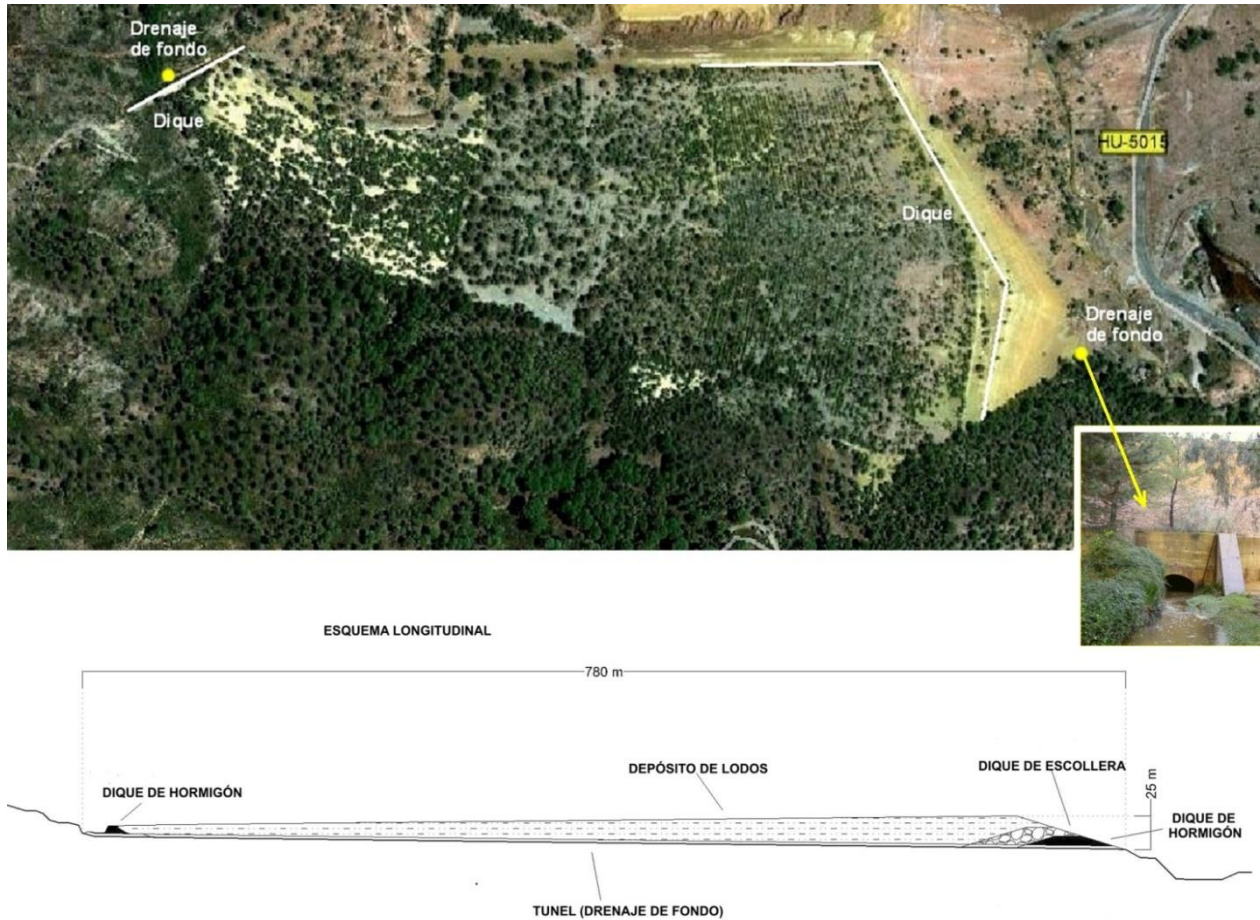
Evidentemente, desde una perspectiva más ecológica cabría llevar a cabo nuevas actuaciones destinadas a mejorar la calidad del sustrato y a ampliar la diversidad de la vegetación ya establecida. Tal vez podrían incrementarse los niveles de materia orgánica y diversificar la composición de especies del sotobosque, incluyendo algunas leguminosas arbustivas. Para ello sería necesario arreglar el tramo final del principal camino de acceso y planificar las operaciones empleando mano de obra abundante,



puesto que la accesibilidad a toda la presa se ha visto muy reducida por el propio pinar. Sin embargo, la elección de un pinar como ecosistema de referencia no es desacertada, puesto que la presa limita en todo su borde sur con un pinar. La elección de ecosistemas de referencia próximos o cercanos como alternativa a los ecosistemas de referencia históricos ha sido habitual en proyectos de rehabilitación. Por otro lado, las operaciones realizadas, cambiando las dosis de encalado, abonado y la selección de especies sembradas, podrían ser de aplicación generalizada sobre cualquier tipo de superficies sensiblemente llanas de depósitos de residuos mineros abandonados, siempre y cuando las condiciones de material y situación sean comparables al caso.

Desde el punto de vista de la evaluación de riesgos, la Represa III no representa un elevado riesgo y, de hecho, aunque fue reconocida y estudiada, no se incluyó en el inventario realizado recientemente por el IGME. Hay que decir que esta presa se beneficia enormemente de un proyecto constructivo modélico en un aspecto. Se encuentra situada ocupando buena parte de un valle por donde discurre el llamado Barranco del Pie de la Sierra, afluente del Río Tinto por la derecha. Las aguas de este afluente fueron canalizadas por un túnel de fábrica que atraviesa longitudinalmente todo el depósito por el fondo (la entrada y la salida de dicho túnel están indicados en la **Figura 51**). Mientras no se produzca un fallo de funcionamiento de dicho elemento, no es de temer ningún problema grave, en cuanto a su estabilidad, aunque también es cierto que podría ser necesario controlar este aspecto periódicamente y que, si se cegara este túnel, la integridad de gran parte de la presa quedaría muy seriamente comprometida.

En las condiciones actuales, al margen de la ya comentada posibilidad de mejorar las condiciones ecológicas del vaso, sí podría ser conveniente proteger el talud del dique frente a la erosión, aunque, en ningún caso puede considerarse algo prioritario a la vista de las condiciones de su entorno cercano. El dique de la presa presenta signos de erosión laminar y una incipiente colonización por pinos dispersos, cuyo origen, muy posiblemente, esté en semillas procedentes del pinar establecido sobre el vaso.



**Figura 51.** Arriba: imagen modificada de Google Earth que proporciona una visión en planta de la Represa III. Abajo: perfil de la presa. A la derecha: imagen de la salida del túnel de canalización del Barranco de la Sierra, tomada en un periodo de lluvias muy intensas.

La protección frente a la erosión de dicho talud, podría llevarse a cabo mediante el establecimiento de una cubierta vegetal protectora de pino piñonero, dado que se ha comprobado la viabilidad de esta opción. La implantación podría realizarse en dos fases. Una primera fase tendría el objetivo de mejorar las características superficiales mediante el aporte de una enmienda caliza y la mejora de los niveles de materia orgánica, junto con el establecimiento de una cubierta herbácea que proteja frente a la erosión. En una segunda fase se podría llevar a cabo una plantación de pinos. Para poder llevar a cabo ambas actuaciones sería necesario arreglar el camino de acceso que parte de la esquina noroccidental de la vecina Represa I-II, y prolongarlo por una superficie llana que se encuentra en el límite de las dos represas hasta la cabecera del dique en su punto más septentrional. Esta tarea se podría realizar sin demasiadas

complicaciones con un buldócer de cadenas de mediana potencia, portando una hoja empujadora de algo más de tres metros de anchura.

La realización de enmiendas se presenta como un problema fundamental, asociado a la pendiente media del dique ( $\approx 17^\circ$ ). Con esa pendiente es muy difícil realizar una distribución de materiales mecanizada homogénea, y el reparto manual sería de muy elevado coste. Por ello, se puede plantear la realización de las mejoras edáficas y la siembra en una única operación mediante hidrosiembra. La técnica de hidrosiembra es un procedimiento especialmente adecuado para el tratamiento de grandes superficies y para la siembra en taludes de fuertes pendientes o de acceso difícil, donde otros medios de operación directa resultan menos eficaces. Con esta técnica es posible realizar el aporte de las semillas, además de una enmienda caliza que permita un ligero incremento del pH en la capa más superficial, empleando para ello espuma de azucarera. La espuma de azucarera es un subproducto de la fabricación de azúcar constituida fundamentalmente por carbonato cálcico ( $>30\%$ ). La normativa de fertilizantes española la considera como un tipo de enmienda caliza, pudiendo ser usada como corrector de pH en suelos ácidos, pero tiene además un moderado contenido orgánico y de otros elementos fertilizantes (N, P y K). La hidrosiembra ha sido empleada para el aporte de materiales encalantes hasta dosis de más de 5 Mg/ha (Czapowsky & Writer, 1970). Dado que no es necesaria una modificación drástica de las condiciones de acidez, puede ser suficiente aportar unos 2.500 kg/ha de espuma.

La hidrosiembra podría realizarse utilizando una hidrosembradora de 7.000 L de capacidad. La distribución desde la hidrosembradora, una vez ubicada en un lugar favorable, puede realizarse por medio de una manguera acoplada al cañón y dirigida a pie por un operario, para que se pueda distribuir el caldo uniformemente. El caldo de hidrosiembra debe aportar también material de acolchado (por ejemplo, unos 2.500 kg/ha de mulch de fibra corta) y estabilizador de suelo (por ejemplo, 300 kg/ha de acondicionador a base de hidrocoloides de origen vegetal). Aparte del material que sea utilizado como mulch, puede no ser necesario aportar grandes cantidades de materia orgánica con la hidrosiembra. Por otro lado, la práctica agronómica aconseja no aplicar conjuntamente encalantes con materiales orgánicos no estabilizados, para no provocar

una mayor mineralización y pérdida de N. La idea consiste en que la formación herbácea introducida se convierta en el medio de incrementar los niveles de materia orgánica y mejorar la estructura superficial, antes de la plantación de pinos. Incluso si la formación herbácea no cierra su ciclo y muere prematuramente, con tal de que haya tenido algún desarrollo, puede funcionar como un rastrojo. Viene a ser como una especie de acolchado añadido al aportado con la hidrosiembra, el cual puede proporcionar protección durante un año o más (Slick & Curtis, 1985). De todos modos, la dosis de siembra no debe ser muy alta si se quiere limitar la competitividad con la plantación posterior. Una posible mezcla sencilla de especies consistiría en la gramínea *Anthoxanthum odoratum* (100 kg/ha) y la leguminosa *Lupinus luteus* (50 kg/ha). Ambas especies poseen capacidad de autoresiembra, por lo que podrían permanecer en el terreno por varios años.

La plantación de pinos se puede realizar en primavera, por ejemplo a principios de marzo (diecisiete meses después de la siembra), al ser una zona en la que lo normal es que no haya heladas en ese mes y sí habrá normalmente precipitaciones importantes. La densidad de plantación se puede fijar en 1.500 plantas/ha, con plantas de una savia. La plantación conviene hacerla manualmente, con una distribución al azar, abriendo hoyos con alcorque abierto en la posición de aguas arriba, intentando interceptar todas las posibles líneas de máxima pendiente por lo menos en algún punto. En el momento de apertura de hoyos, convendrá desbrozar en un radio de 1 m, para evitar la posible competencia con la vegetación herbácea. No parece probable que la excavación de los hoyos en la zona de diques pueda llegar a extraer residuos mineros no oxidados, si se limita a una profundidad máxima de 40 cm. La **Tabla 36** muestra una estimación económica por hectárea de las medidas comentadas, sin contemplar una reposición de marras para la plantación.

<b>Actuación</b>	<b>Coste (€/ha)</b>
Hidrosiembra, mediante hidrosembradora de 7.000 L de capacidad, aportando 150 kg/ha de semillas herbáceas, espumas de azucarera, estabilizador de suelos y mulch de fibra corta.	9.500
Plantación de 1.500 ud./ha de <i>Pinus pinea</i> , incluido suministro de planta, con apertura manual de hoyos de 0,4 x 0,4 x 0,4 m, distribución de materiales sobre el terreno, tapado y riego de plantación	6.550
<b>Total</b>	<b>16.050</b>

**Tabla 36.** Estimación económica del coste por hectárea de las actuaciones de implantación de vegetación propuestas para el dique de la Represa III.

## **6. 1. 2. Medidas de rehabilitación diseñadas para escombreras de minería de carbón en Valdesamario (León)**

### ***Descripción de las medidas***

Como parte del “Estudio de recuperación ambiental de la zona carbonífera Tremor-Valdesamario” (ITGE, 1997), se proyectó la rehabilitación de una pequeña corta minera, incluyendo también dos pequeñas escombreras situadas entre el Arroyo Valdesamario (León) y la carretera que discurre a lo largo de todo el valle del mencionado arroyo. El clima puede caracterizarse someramente a partir de los datos reportados por MAPA (1991). En esta zona, la temperatura media anual es de unos 10°C. La precipitación media anual oscilará, previsiblemente, entre los 700 y los 1.000 mm en el Valle de Valdesamario en función de la altitud. Las heladas pueden ser posibles entre finales de septiembre y finales de mayo, con un periodo frío de ocho meses. El clima es Mediterráneo continentalizado. El período seco se extiende desde julio a septiembre, pudiendo considerarse corto y poco intenso, seguramente incapaz de anular la reserva de agua de los suelos en gran parte del Valle de Valdesamario (zonas más elevadas y umbrosas y suelos más profundos). Según los criterios de De Martonne es zona Húmeda. El índice de Turc de productividad agrícola en secano es relativamente bajo, a causa del largo periodo frío (alrededor de 17).

La parte superior de ambas escombreras era fácilmente accesible por sendas rampas, pero no así los taludes, con una pendiente de unos 30° en el lado de la carretera y algo mayor en la parte vertiente al arroyo. Presentaban una importante falta de materiales finos y una elevada compactación en las plataformas superiores. Los materiales consistían fundamentalmente en estériles procedentes de la fragmentación de areniscas y cuarcitas, con abundancia de cantos y bloques de tamaño decimétrico (**Figura 52**). La superficie total de las dos escombreras era de 1,645 ha.



**Figura 52.** Aspecto que ofrecía uno de los taludes de las escombreras sitas en el valle de Valdesamario en el año 2006.

Como primera medida se planteó directamente ejecutar una hidrosiembra de pratenses con una dosis de 150 kg/ha de semilla, sin distinguir entre plataformas superiores y taludes. Esto era factible, accediendo a la coronación de los taludes por las plataformas superiores, o aproximando la máquina a la base de los mismos, usando un camino situado entre las dos escombreras que hubiera permitido la distribución a pie con manguera, manejada por un operario, aunque con alguna dificultad. La hidrosiembra no se concebía como la última operación destinada al establecimiento de vegetación. En este sentido, se consideró más bien un paso previo que podría permitir un cierto enriquecimiento del sustrato sin producir excesiva competencia para una posterior plantación de especies leñosas. La composición de la mezcla de semillas para hidrosiembra era:

- Gramíneas
  - *Poa pratensis* (poa de los prados), 5%
  - *Lolium perenne* (rye-grass inglés), 35 %
  - *Dactylis glomerata* (dactilo), 25 %
  - *Agrostis stolonifera* (heno gris), 15 %
  - *Phleum pratense* (fleo), 5%.
- Leguminosas (semilla inoculada con *Rhizobium*):
  - *Trifolium pratense* (trébol violeta, ecotipo León), 8%
  - *Trifolium repens* (trébol blanco), 7%.

Se consideró necesario que las semillas fueran acompañadas de los siguientes materiales, mezclados con 3 litros de agua por cada m<sup>2</sup>:

- Abono mineral, a razón de 40 g de abono complejo 15-15-15 (N-P-K), 35 g de superfosfato triple y 12 g de sulfato potásico.
- Acondicionador de tipo hidrosilicato, a razón de 150 g de producto seco.
- Mulch de heno seco troceado y suelto, a razón de 350 g.
- Adhesivo orgánico seco, a razón de 200 g.

Se pensó que la siembra podría realizarse en el mes de abril, en el que, aunque todavía son posibles las heladas, se estaría ya fuera del periodo de heladas seguras. Se contó con la utilización de una hidrosebradora de 7.000 L de capacidad, con salida mediante manguera, de manera que, como se ha dicho, un operario caminando sobre el terreno pudiera realizar una distribución lo más uniforme posible del caldo. Se dejó abierto el diseño de la hidrosiembra, permitiendo que la casa comercial encargada pudiera modificar los componentes y las cantidades necesarias en lo relativo a acondicionadores y adhesivos. No obstante, se especificó que se debía mantener el criterio fijado en lo referente a dosis de semilla y fertilizante.

La plantación se realizaría, aproximadamente pasado un año o ciclo de crecimiento de la hierba, sobre un terreno más o menos cubierto de vegetación herbácea, y ligeramente enriquecido en materia orgánica y en nutrientes. Las especies seleccionadas para las plantaciones eran: *Populus nigra* (chopo), *Salix atrocinerea* (sauce ceniciento), *Salix angustifolia* (sarga), *Alnus glutinosa* (aliso), *Fraxinus angustifolia* (fresno

de hoja pequeña), *Quercus pyrenaica* (melojo), *Rosa canina* (escaramujo), *Erica arborea* (brezo blanco), *Genista florida* (piorno) y *Cytisus scoparius* (retama negra). Como norma básica general para establecer las densidades se fijó una distancia media de 3 m entre puntos de plantación. Esto no quiere decir que la distancia de plantación fuera siempre de 3 m, sino más bien que fuera variable, incluso creando pequeños agrupamientos donde las condiciones de substrato lo permitieran. Con estas premisas, resultó una densidad media de plantación de unas 1.885 plantas por ha. Las cantidades de planta total alcanzaban los siguientes valores: brezo blanco (700), piorno (700), retama (700), melojo (700), escaramujo (50), sauce (50), sarga (50), aliso (50), fresno (50) y chopo (50). Los cuatro últimos se concentrarían en las partes bajas cercanas al arroyo de Valdesamario. Como norma general para todas las plantaciones a realizar, los hoyos serían de unas dimensiones aproximadas de 0,4 m x 0,4 m x 0,4 m. Se tenía previsto mezclar 2 kg de abono complejo N-P-K (8-15-15) con la tierra extraída de cada hoyo de plantación. En la mayoría de los puntos de plantación estaba previsto desbrozar en un radio de 1 m, para evitar la posible competencia con la vegetación herbácea. Además, se contempló la reposición de marras de plantación al año siguiente, seleccionando aquellas especies que hubieran proporcionado los mejores resultados, y estimando un 25 % de fallos. La **Tabla 37** ofrece una valoración económica de las actuaciones descritas, considerando toda la superficie medida en planta.

<b>Actuación</b>	<b>Coste (€/ha)</b>
Hidrosiembra, mediante hidrosebradora de 7.000 L de capacidad, aportando 150 kg/ha de semillas herbáceas, abono mineral, acondicionador, mulch de heno troceado, y adhesivo orgánico según proyecto	10.300
Plantación de la correspondiente proporción de especies según proyecto, con apertura manual de hoyos de 0,4 x 0,4 x 0,4 m, incluyendo distribución de materiales sobre el terreno, abonado, tapado y riego de plantación	14.807
Plantación para reposición de marras de especies seleccionadas según resultados obtenidos, con apertura manual de hoyos de 0,4 x 0,4 x 0,4 m, incluyendo distribución de materiales sobre el terreno, abonado, tapado y riego de plantación	3.702
<b>Total</b>	<b>28.809</b>

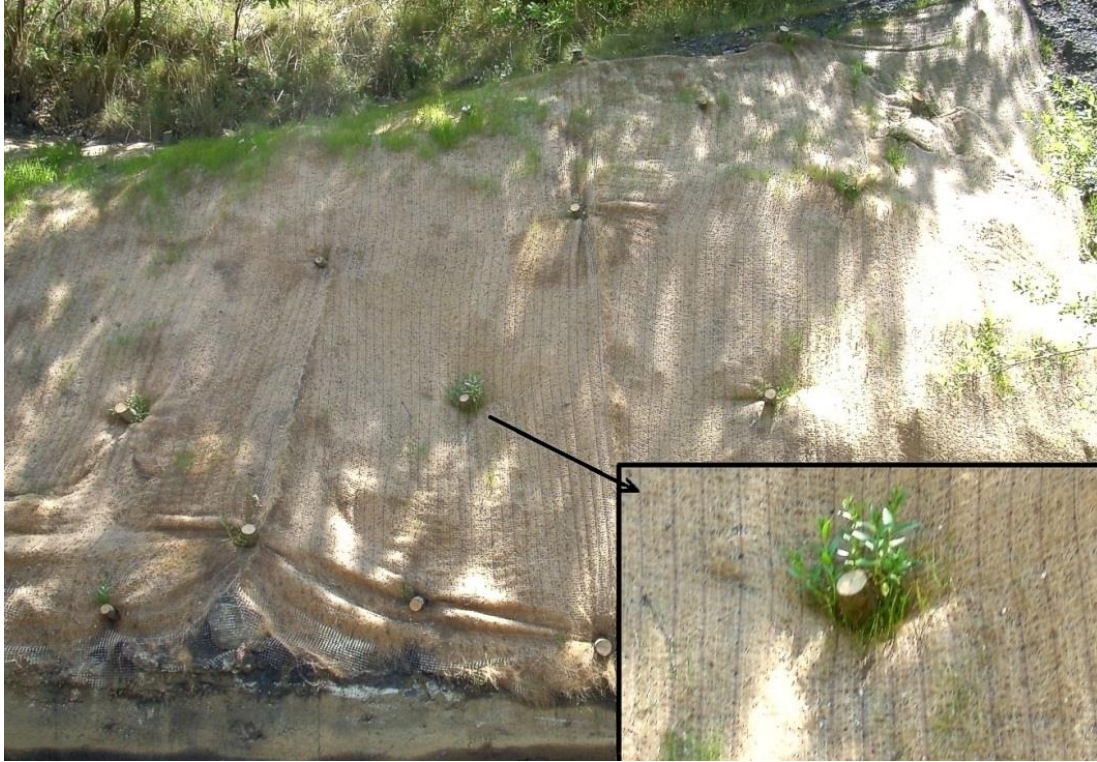
**Tabla 37.** Estimación económica del coste por hectárea de las actuaciones de implantación de vegetación propuestas para las escombreras de Valdesamario.



### **Análisis crítico de las medidas descritas**

El tipo de actuaciones descrito puede servir de guía para ciertos tipos de escombreras abandonadas de minería de carbón, con sustratos no excesivamente acidificados y salinizados, dominados por materiales procedentes de la fragmentación de areniscas y cuarcitas. La selección de especies puede ser acertada en términos generales, a la vista de la colonización espontánea que se produce en materiales muy parecidos localizados en el mismo Valle de Valdesamario (capítulo tercero). Se podía haber diversificado algo más, incluyendo, además de las especies consideradas, otras tales como *Cytisus multiflorus*, *Clematis vitalba*, *Crataegus monogyna*, *Betula celtibérica*, o *Acer monspessulanum*, así como otras especies de la familia de las salicáceas. Estas últimas podrían recolectarse en forma de estacas o estaquillas leñosas, en diversos lugares próximos, durante la época de parada vegetativa, con lo cual se podría reducir algo el coste de adquisición de planta, además de permitir una plantación mucho más cómoda (empleando un barrón para ahuecar y un mazo), sobre los taludes vertientes al arroyo. Para ello, sería obligatorio solicitar los permisos y autorizaciones correspondientes. La **Figura 53** muestra cómo, aparentemente, el tipo de actuación comentado puede tener éxito si se efectúa en parecidas condiciones. El coste orientativo por unidad de plantación puede rondar los 2,7 €.

Otra medida que hubiera supuesto claramente una mejora sustancial del trabajo que se ha revisado en las páginas anteriores hubiera sido la inclusión de un descompactado, previo a todas las actuaciones, sobre las zonas accesibles y transitables para maquinaria de movimiento de tierras. De hecho, muy posiblemente el resultado, tanto de siembras como de plantaciones, sería incierto en ausencia de labores de descompactado sobre dichas superficies transitables. Así, por ejemplo se podría haber planificado un subsolado cruzado, hasta una profundidad de 50 cm, realizado con tractor de orugas de mediana potencia, portando un rejón único en besanas separadas unos 2 m. Esto hubiera supuesto un coste adicional de unos 210 €/ha.



**Figura 53.** Imagen que muestra la proliferación de ramas en estacas de sauce empleadas para la sujeción de una red orgánica instalada en una actuación desarrollada en las orillas del río Rodrigo (Bierzo oriental, León).

Aprovechando las labores de apertura de hoyos, también podría haber sido aconsejable realizar aportes de materia orgánica, por ejemplo, mediante la incorporación y mezcla con el material extraído en los hoyos de plantación de estiércol muy hecho o compostado, por ejemplo, a razón de 10-15 kg por hoyo, lo que hubiera incrementado algo el coste de la misma, debido a la mayor necesidad de mano de obra y al valor del propio material (unos 50-60 €/Mg).

### **6. 1. 3. Medidas de rehabilitación diseñadas para las escombreras de Arlanza**

#### ***Descripción de las medidas***

En el año 2011, se inició la rehabilitación de las escombreras de carbón situadas en las cercanías de Arlanza (municipio de Bembibre, León), en el marco de los trabajos de rehabilitación de escombreras de carbón emprendidos en El Bierzo, como parte de las tareas desarrolladas en consorcio por el Centro de Investigaciones Energéticas,

Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT) y la Fundación Ciudad de la Energía (CIUDEN). Se aplicó un protocolo de actuación que ya había mostrado su viabilidad en el proceso de rehabilitación de otras escombreras similares en la población de Tremor de Arriba (municipio de Igüeña). Las condiciones climáticas en la zona de actuación son muy semejantes a las del caso anterior, aunque la duración del periodo frío es seguramente algo inferior.

Se trataba de escombreras procedentes de la explotación subterránea, situadas en laderas, con pendientes que llegaban a superar en algunos puntos 40-45°, con un elevado riesgo de erosión, y con una historia de más de 30 años desde su vertido, pero sin síntomas de la más leve recuperación a pesar del tiempo transcurrido (García Álvarez y Cardona García, 2012). En las escombreras de Arlanza, además de la excesiva pendiente, se reconoció como condicionante fundamental la naturaleza de los residuos mineros, dominados por elementos gruesos (gravas y piedras), con escasa retención de humedad y limitada capacidad de retención de nutrientes, por lo que se consideraron incapaces de realizar las funciones que un suelo realiza en los ecosistemas terrestres. Aunque existen algunas áreas de escasa pendiente, en términos generales no es posible hacer distinción entre taludes y plataformas de vertido, por lo que se aplicaron una serie de tratamientos a toda la superficie por igual.

Se realizó una primera fase orientada a determinar la topografía de detalle (levantamiento topográfico a escala 1:1000), lo que facilitó la planificación de las diferentes etapas de rehabilitación. También incluyó un estudio geofísico, mediante tomografía geoeléctrica de alta resolución, que permitió conocer el espesor y el volumen del material depositado en las escombreras. Las medidas de rehabilitación se centraron en el objetivo de activar procesos para activar las funciones edáficas y disponer de las condiciones adecuadas para que, en fases sucesivas, se pudiera introducir con garantías la cubierta vegetal (García Álvarez *et al.*, 2010; García Álvarez y Cardona García, 2012). La clave de la rehabilitación fue la aplicación de una enmienda orgánica consistente en una mezcla de estiércol de oveja y gallinaza, diseñada para cumplir unos requisitos específicos en lo referente a la relación C/N (entre 10 y 15), junto a un residuo terroso procedente del lavado de las remolachas a la entrada de las

azucareras. El aporte conjunto de estos materiales sobre los residuos mineros se consideró suficiente para que pudiera proporcionar una mejora importante de las características físicas, químicas y biológicas del sustrato. El momento de la aplicación de la enmienda fue durante los meses de mayo y junio (momento que supone un óptimo biológico). Se realizó incorporando la enmienda en los primeros 20 cm de la capa superficial de los estériles mineros, en una dosis calculada para conseguir un incremento mínimo de materia orgánica de 1-1,5 % (García Álvarez *et al.*, 2010). Conviene advertir que se trata de cantidades elevadas de estiércol ( $\approx 216$  t/ha), muy por encima de lo que suele ser habitual en la práctica agrícola.

Se consideró que la implantación de la cobertura vegetal debía realizarse en etapas sucesivas, introduciendo primero el estrato herbáceo, posteriormente la cubierta de matorral y finalmente el estrato arbóreo. Para la implantación del estrato herbáceo se usó un sistema bastante original, pensado para la introducción de ecotipos locales de especies herbáceas, realizando una distribución superficial de heno cargado de semillas procedente de pastizales y praderas de la zona. Esta fórmula, parte de la intuición de que la siega de prados de la zona, realizada en el momento adecuado, puede proporcionar al mismo tiempo un material de acolchado y la semilla. El extendido de la semilla obtenida y el heno se realizó en octubre. La mezcla de heno y semillas se cubrió con una malla de fibra de coco. De este modo, se consiguió una protección temporal del terreno, al tiempo que se facilitaba el establecimiento de una cubierta herbácea. La **Figura 54** muestra los materiales empleados en el momento de su disposición sobre la superficie. A día de hoy la malla aparece rota y bastante descompuesta, pero la vegetación herbácea ha quedado bien establecida con una diversidad específica importante.



**Figura 54.** Fardos de heno sembrado (al fondo) y malla de coco extendida sobre la superficie de una de las escombreras de Arlanza (fotografía cedida por Avelino García Álvarez, CIEMAT).

La restauración, tal como fue diseñada, implica una elevada contribución de mano de obra. Desde el principio, los responsables de estas actuaciones consideraron importante la participación en las tareas de trabajadores de los municipios afectados, lo que podría repercutir directamente en la economía familiar, al suponer una fuente de ingresos en zonas deprimidas por la pérdida de empleo. También puede proporcionar un cierto grado de formación del personal en tareas que requieren una cierta especialización y que, no obstante, puede transferirse a otras actividades ligadas al aprovechamiento de los recursos forestales (García Álvarez y del Riego Celada, 2010). Dejando a un lado los aspectos relativos a seguridad y salud en el trabajo asociados con las tareas descritas, y las dificultades inherentes a la colocación correcta de la red de coco por personal no especializado, puede verse que el planteamiento general del proceso descrito es muy simple desde el punto de vista de la ejecución técnica. De hecho, es tan simple que, de haber sido desarrollado y redactado con formato de proyecto de restauración, tal vez nunca hubiera sido aprobado. Sin embargo, las condiciones topográficas y la importancia concedida a la participación de la población en las tareas de rehabilitación conlleva un importante capítulo dedicado a

mano de obra. La **Tabla 38** muestra una estimación de costes de las tareas que han sido comentadas más arriba (A. García Álvarez, comunicación personal, 17 de noviembre, 2016), referidas a una superficie total que ronda las 3 ha medidas en planta.

Concepto	Precio/unidad (€)	Cantidad total	Coste total (€)	Observaciones
<b>Enmienda orgánica, acolchado y semillado</b>				
Mezcla de estiércol de oveja y gallinaza (t)	22	650	14.300	Incluido transporte
Tierra de lavado de remolacha (t)	16,5	800	13.200	Incluido transporte
Acolchado y semillado (fardo de heno)	5	4.100	20.500	Incluido transporte
Malla de coco (m <sup>2</sup> )	1,3	45.000	58.500	
<b>Mano de obra, material y maquinaria</b>				
Mano de obra (persona-mes)	1.320	12 personas-5 meses	79.200	Incluye cotización S.S.
Equipamiento y herramientas			5.400	
Retroexcavadora (h)	38	480	18.240	
Camión basculante (h)	38	480	18.240	
<b>TOTAL</b>			<b>227.580</b>	<b>75.860 €/ha</b>

**Tabla 38.** Estimación económica de las operaciones de rehabilitación desarrolladas en las escombreras de Arlanza, sin incluir plantaciones de arbustos y árboles ni monitorización (A. García Álvarez, comunicación personal, 17 de noviembre, 2016).

Después de las medidas de rehabilitación descritas se realizaron plantaciones, empleando madroño (*Arbutus unedo*), encina (*Quercus rotundifolia*) y castaño (*Castanea sativa*), de una o dos savias (Sobrado Conde, 2015). Con posterioridad, se llevaron a cabo una serie de actividades de monitorización. El seguimiento mediante mediciones de parámetros físico-químicos, actividades enzimáticas y respirometría realizadas sobre la superficie de las escombreras completan las labores del protocolo de actuación hasta el presente. Dichas medidas de seguimiento han indicado que la evolución seguida por la rehabilitación es muy prometedora (García Álvarez y Cardona García, 2012; Sobrado Conde, 2015), en comparación con otras actuaciones desarrolladas de acuerdo con otros planteamientos.

### ***Análisis crítico de las medidas descritas***

Haciendo algunos cálculos a partir de las valoraciones que se muestran en la **Tabla 38**, es posible concluir que la parte correspondiente a la distribución del heno semillado puede suponer una cantidad superior a 40.000 €/ha. Aunque el coste es muy elevado, será de gran interés comprobar la evolución de estas actuaciones a más largo plazo, pues existen numerosas escombreras abandonadas en El Bierzo (y otras áreas en Palencia o Asturias) sobre las que podría resultar interesante aplicar el protocolo de actuación descrito para la implantación de una cubierta herbácea. No obstante, sería recomendable también poseer información sobre las características de los residuos, especialmente en lo que se refiere a acidez, salinidad y presencia de posibles elementos potencialmente tóxicos.

Otro capítulo importante del presupuesto de rehabilitación de las escombreras de Arlanza es el destinado a la colocación de una red de coco. Según Giráldez *et al.* (2014), el suministro e instalación de redes de coco puede alcanzar un coste entre 2,6 y 2,9 €/m<sup>2</sup>. Si se instalan mantas orgánicas los precios pueden variar entre 2,6 €/m<sup>2</sup> para mantas simples de coco, pasando por 3,7 €/m<sup>2</sup> para mantas armadas con redes de polipropileno, hasta 4,4 €/m<sup>2</sup> para mantas tridimensionales armadas con polipropileno.

En relación con las especies leñosas plantadas, se podría argumentar que la selección es poco diversa, si bien el resultado no se conocerá hasta dentro de algunos años, existiendo la posibilidad de que en las nuevas condiciones creadas se produzca una colonización espontánea que aumente la diversidad. Tomando como modelo el proyecto comentado en el epígrafe anterior, se podrían haber considerado, además de las citadas anteriormente, algunas otras especies, en particular las leguminosas *Genista florida* (piorno) y *Cytisus scoparius* (retama negra).

Conviene indicar que en la parte situada más al norte de este conjunto de escombreras, existe un arroyo de régimen estacional, afluente del río Noceda, que ha visto modificado en parte su trazado debido a la deposición de los escombros.



Posteriormente, el arroyo fue entubado hasta el río Noceda. En la medida en que ese entubado resulte o no funcional, existe un claro riesgo de acarcavamiento, con arrastres de materiales hacia el río, e incluso una potencial afección a la carretera que bordea toda la estructura (**Figura 55**).



**Figura 55.** Imagen aérea de las escombreras de Arlanza (modificada a partir de una imagen cedida por Avelino García Álvarez, CIEMAT).

El posible problema descrito no queda resuelto con las actuaciones desarrolladas. Sin poner en duda que sería necesario un análisis más detallado para enjuiciar la idoneidad del tipo de medidas que serían más adecuadas para intentar prevenir este



posible proceso, se ha considerado de interés aportar una valoración de una medida de corte tradicional: encauzamiento abierto con lecho enrocado. El trazado podría ser algo sinuoso en la zona de menor pendiente, para pasar a ser recto en la de mayor. Una posible solución sería construir una canalización trapezoidal, revestida de bloques o escollera, y con una serie de saltos formados con escollera para salvar desniveles. Este tipo de construcción admite la plantación de estacas de salicáceas (*Salix atrocinerea*, *Salix angustifolia*, *Salix caprea*), empleando varas leñosas no ramificadas de dos o más años de edad. La construcción de este tipo de canal podría suponer unos 70 €/m<sup>3</sup>, de colocación de la escollera y plantación de las estacas, a lo que habría que sumar la excavación (alrededor de 12 €/m<sup>3</sup>), si se realiza con retroexcavadora de 75 CV y retirada de materiales a los bordes.

#### **6. 1. 4. Medidas de rehabilitación proyectadas para el Vacío Marginal en el Proyecto de Restauración del Proyecto de Explotación Río Tinto**

##### ***Descripción de las medidas***

Recientemente, EMED-TARTESSUS elaboró y presentó a la administración el Proyecto Río Tinto (PRT, en adelante), el cual es un proyecto de explotación minera que pretende reactivar la extracción del yacimiento Cerro Colorado-Filón Sur, paralizada en 2001, promoviendo “una operación segura y ambientalmente sostenible, mediante la aplicación de las mejores técnicas disponibles”. Los estudios realizados permitirían plantear una vida útil de 10 años, con una producción de 1,8 Mt, lo que supone unas 465.000 t de Cu, con un ratio de explotación de 1,38. Se ha podido tener acceso a diversos documentos que se refieren a las labores de rehabilitación asociadas a dicho proyecto, entre las que se contempla la restauración de algunas antiguas escombreras, tales como el llamado Vacío Marginal, que no van a ser afectadas durante la explotación (son consideradas pasivos mineros). Esta rehabilitación está proyectada para llevarla a cabo a la par que la explotación, no habiéndose comenzado aún las labores. El interés de la misma radica en que incluyen labores de remodelado de superficies y la cubrición con estériles de mina considerados inertes.

Se trata de antiguos rellenos que se realizaron durante la actividad minera antigua de Cerro Colorado (Aguas Cobrizas de Cerro Colorado). Esta mina empezó a funcionar en 1964 y estuvo explotándose hasta finales del siglo XX, cerrándose finalmente en 2001 por su escasa rentabilidad. No se tiene referencia exacta del periodo al que pertenecen los residuos depositados en el Vacío Marginal. Se localiza en el Término Municipal de Minas de Riotinto, al noroeste de la corta Cerro Colorado y colindando con La Dehesa (**Figura 56**). El conjunto de residuos mineros tiene una superficie aproximada de 44 ha: 31,5 ha de plataformas y 12,5 ha de taludes, medidos en planta).



**Figura 56.** Contorno de la instalación de residuos mineros abandonada denominada Vacío Marginal, (modificada de Google Earth).

Las condiciones climáticas de la zona han de ser muy semejantes a las descritas en el punto **6. 1. 1**. Referente a la Represa III, situada a algo más de 4 km en línea recta hacia el Sur.

Las escombreras son del tipo en ladera, y se apoyan sobre zonas minadas anteriormente, antiguos rellenos y sobre las pizarras del Culm. Están formadas por una gran heterogeneidad de materiales (que se han denominado escombros de primario, escombros de secundario, escombros de gossan, escombros de pizarras, material oxidado) y rellenos (destacando los morrongos, residuos de la tostación de la pirita y lamas de finos acumulados en las antiguas balsas de decantación y, en menor medida, masas de azufrones con cantos y bolas de pirita masiva). Los escombros de pizarras han sido caracterizados como inertes, y la mayor parte del resto de residuos como no inertes-no peligrosos. Sin embargo, algunas muestras de morrongos, materiales oxidados, sulfuros masivos y materiales de gossan, fueron caracterizadas como residuos peligrosos. Salvo en el caso de las pizarras, el resto de residuos contenía una concentración de elementos traza superiores a los Niveles Genéricos de Referencia para suelos contaminados de la Comunidad Autónoma de Andalucía (Decreto 18/2015, de 27 de enero; BOJA de 27 de febrero de 2015). Predominaron los residuos de carácter ácido (pH entre 3,5 a 4,9 medido en pasta saturada), y con capacidad potencial de neutralización neta negativa.

La actuación del proyecto de explotación Río Tinto se desarrolla dentro de un Bien de Interés Cultural (BIC), con la tipología de Zona Patrimonial de la Cuenca Minera de Riotinto-Nerva, siendo uno de los objetivos de la declaración de este BIC la preservación del paisaje minero de la zona. Por ello, los objetivos de la restauración de las estructuras mineras del PRT se plantearon de manera que se pudiera compatibilizar la recuperación del entorno y su protección como BIC. En este sentido, se indicaba en el texto del proyecto que la restauración de las escombreras se debía realizar “de forma que no se enmascare la existencia de las mismas, para que estas queden integradas en el Paisaje Minero de la zona”. Por tanto, la integración paisajística y ambiental de las superficies se diseñó intentando preservar los valores del paisaje minero, lo que ha servido para condicionar en cierto modo las actuaciones. Por ejemplo, no se contempló la realización de plantaciones de arbustos ni árboles en las escombreras.

Las medidas para la rehabilitación de estas escombreras incluyeron, inicialmente, el remodelado previo del terreno. Esta operación se realizaría mediante el reperfilado de los taludes hasta conseguir pendientes de bancos aptas para el sellado y la revegetación de las superficies expuestas, el relleno de los puntos bajos para facilitar el drenaje y la adecuación de las plataformas finales, y para dirigir la escorrentía superficial hacia las cunetas que el proyecto había previsto construir. El ángulo de talud actual entre bancos es de 37-38°, por lo que se planteó una regularización de las pendientes de sus taludes hasta alcanzar los 33° como máximo, lo que implica segmentos de hasta 37 m medidos en la línea de máxima pendiente. También se planificó la formación de bermas adicionales de 10 m como mínimo, para obtener bancos de 20 m de altura máxima. Con estos parámetros, el ángulo general de las escombreras no superaría los 26°. El remodelado del terreno, hasta alcanzar esos objetivos de pendiente general (en base a la superficie actual de taludes) supondría un coste de 2.500 €/ha. Dependiendo de las características topográficas, los costes de remodelado en instalaciones mineras abandonadas pueden oscilar entre 4 y 12 €/m<sup>3</sup>.

A continuación, se había previsto una fase de sellado de las superficies expuestas con pizarras del Culm (caracterizadas como residuos inertes). Este sellado consistiría en colocar 0,75 m de pizarras de granulometría máxima entre 80 y 100 mm, compactadas al 95% del ensayo Próctor modificado, tanto en bermas como en plataformas horizontales. En los taludes, se pensó recubrir con 2,3 m de pizarras en tongadas de 1 m, debiendo conseguirse una compactación del 90%. Es importante destacar que, supuestamente, todos los materiales empleados en la construcción de las coberturas de aislamiento proceden de la explotación activa o sus inmediaciones. Esta situación puede darse solo excepcionalmente en el caso de instalaciones mineras abandonadas.

Sobre la superficie obtenida con las operaciones comentadas se planificó el extendido de una capa de 0,5 m de tierra vegetal o de un tecnosol asimilable a tierra vegetal del mismo espesor, así como la adición de enmiendas orgánicas tipo compost, estiércol o similares. Terminada esta operación, se proyectó una siembra (mecánica y manual) de una mezcla de especies herbáceas con los siguientes criterios: “que se integren en las comunidades de vegetación actual y potencial del entorno de la explotación, que

actualmente se encuentren en la mayor parte de estos espacios mineros, y que haya disponibilidad de material vegetal”. Las especies y porcentajes en la mezcla prevista en el proyecto son los siguientes:

- Gramíneas:
  - Lolium rigidum* (vallico) 15%
  - Lolium perenne* (rye-grass inglés) 15%
  - Festuca arundinacea* (cañuela alta) 15%
  - Festuca rubra* (cañuela roja) 5%
  - Dactylis glomerata* (dactilo) 10%
  - Agrostis capillaris* (heno de nacimientos) 5%
  - Poa compressa* (pasto azul) 5%
  - Piptatherum miliaceum* (mijo mayor) 10%.
- Leguminosas:
  - Trifolium subterraneum* (trébol subterráneo) 10%
  - Trifolium repens* (trébol blanco) 10%
  - Ornithopus sativus* (serradella) 10%.

La dosis de aplicación de la mezcla sería de 100 kg/ha. El proyecto tenía previsto realizar siembras mecanizadas por toda la superficie, mediante pasadas de tractor portando sembradora centrífuga, procurando un reparto homogéneo de la mezcla de semillas. Posteriormente, una vez finalizada la labor de reparto de semillas, se efectuaría una nueva pasada por toda la superficie con tractor dotado de rastra, al objeto de remover la parte más superficial del suelo y enterrarlas someramente. En cuanto a las siembras manuales, éstas se realizarían en las zonas de talud donde la topografía del terreno impedirá o dificultará la siembra mecanizada, mediante el barrido del terreno por parte de operarios, esparciendo la semilla a mano, y procurando igualmente un reparto homogéneo de la misma por la superficie de los taludes. Inmediatamente después de esta operación, los operarios recorrerían por segunda vez la superficie sembrada efectuando un rastrillado ligero para proporcionar un ligero enterrado o aumentar el contacto entre la semilla y el material superficial del terreno. Las **Tablas 39** y **40** ofrecen una valoración económica de las medidas descritas.

<b>Actuación</b>	<b>Coste (€/ha)</b>
Sellado de bermas y plataformas mediante cubrición con una capa de 0,75 m de pizarras inertes compactadas (en base a la superficie actual de bermas y plataformas)	4.900
Suministro y extendido de una capa de 0,5 m de tierra vegetal o tecnosol asimilable a tierra vegetal (en base a la superficie actual total)	1.800
Siembra mecanizada de una mezcla de especies herbáceas en una dosis de 100 kg/ha en bermas y plataformas, incluyendo rastrillado posterior (en base a la superficie actual de bermas y plataformas)	2.600
<b>Total</b>	<b>9.300</b>

**Tabla 39.** Estimación económica del coste por hectárea de las operaciones de rehabilitación previstas en las plataformas y bermas de la escombrera denominada Vacíe Marginal (estimados a partir de la información técnica y económica del Plan de Restauración del proyecto de explotación Río Tinto, 2014).

<b>Actuación</b>	<b>Coste (€/ha)</b>
Sellado de taludes mediante cubrición con una capa de 2,3 m de pizarras inertes compactadas (en base a la superficie actual de taludes)	15.100
Suministro y extendido de una capa de 0,5 m de tierra vegetal o tecnosol asimilable a tierra vegetal (en base a la superficie actual total)	1.800
Siembra manual de una mezcla de especies herbáceas en una dosis de 10 g/m <sup>2</sup> en los taludes, incluyendo rastrillado posterior (en base a la superficie actual de taludes)	5.000
<b>Total</b>	<b>21.900</b>

**Tabla 40.** Estimación económica del coste por hectárea medida en planta de las operaciones de rehabilitación previstas en los taludes de la escombrera denominada Vacíe Marginal (estimados a partir de la información técnica y económica del Plan de Restauración del proyecto de explotación Río Tinto, 2014).

Tras la realización de las labores de revegetación descritas se consideró necesario proponer un mantenimiento durante los años inmediatamente posteriores. La idea sería realizar inspecciones de campo para supervisar el estado del área restaurada. Entre las labores de mantenimiento que se programaron se encuentran las siguientes:

- Labrado. Roturación de la parte más superficial del terreno. Realizada, como norma general, en primavera, con la finalidad de hacer menos compacta la tierra, eliminar las malas hierbas o vegetación herbácea que produzca competencia con las

especies sembradas, mejorar la estructura y textura del suelo y evitar el encharcamiento provocado por precipitaciones.

- Abonado puntual. Aporte de abono químico de liberación lenta de nueve meses de acción sobre las superficies sembradas.
- Riegos estivales. Durante el estío del primer año, tras la implantación de las especies, realización de riegos para asegurar la supervivencia de las plantas en los meses de máxima temperatura y sequía.

También se diseñó un sistema de drenaje, integrado por cunetas y canales perimetrales y a pie de escombrera, que recogerían el agua de escorrentía sobre las plataformas, bermas y taludes de las escombreras, así como las posibles cuencas vertientes hacia ella. El agua recogida al pie se vería desaguada a los cauces naturales de ríos y arroyos más cercanos después de ser sometida a un proceso de decantación en balsas rectangulares excavadas en el terreno y revestidas de hormigón. Dichos elementos de drenaje se diseñaron en base a un período de retorno de 500 años. Teóricamente, estas actuaciones deberían reducir el tiempo de contacto del agua con la escombrera al evitar la acumulación de agua. El sistema de canales del Vacío Marginal se planificó para ser excavado en roca, siendo compartimentado en cinco tramos, de acuerdo a las direcciones de drenaje naturales para garantizar el correcto desagüe y evitar zonas de acumulación de agua. Las secciones previstas en el proyecto son de tipo trapezoidal con base de 1 m o 0,5 m (según el tramo) y altura de 0,5 m. La longitud total alcanzaría 1.255 m, con un coste estimado de 150 €/m (188.250 € en total).

Adicionalmente, se definió una red de captación de drenajes ácidos que permitiría la conducción de los lixiviados hacia las líneas de tratamiento pasivo tipo DAS (Sustrato Alcalino Disperso) situadas al pie de las escombreras, del mismo tipo que el definido en las escombreras activas. Se partió de que los caudales iniciales no son susceptibles de ser tratados mediante sistemas pasivos y de que el sellado de las estructuras permitirá un descenso del caudal de lixiviado y su tratamiento mediante sistemas pasivos. Durante los dos primeros años se realizaría un bombeo de los lixiviados para su tratamiento en la planta de tratamiento de aguas (Planta HDS) propia de la

explotación. Tras este periodo, se consideró que el caudal final sería de 1,41 L/s, derivados al sistema de tratamiento pasivo. Como es sabido, los sistemas pasivos constituyen una alternativa de tratamiento de muy bajo coste, comparada con los sistemas activos. Se consideró que las aguas que se pueden generar serán fuertemente ácidas (pH entre 2,5 y 2,7) de tipo férrico, con elevada concentración de sólidos disueltos (entre 20.000 y 45.000 mg/L) y de sulfatos (entre 14.000 y 28.000 mg/L) y con alta carga de hierro, cobalto y zinc (mayoritariamente), con concentraciones medias superiores a 200 mg/L.

El tratamiento diseñado consiste en un gran contenedor en el que se dispone un sustrato drenante de 0,4 m de espesor, una capa de entre 2 y 3 metros de material reactivo compuesto en un 80% de virutas de madera y un 20% de polvo calizo u óxido de magnesio, de elevada superficie específica, quedando por encima una capa de 0,5 m de líquido sobrenadante. El sistema final consiste en una sucesión de depósitos colocados en serie y por gravedad, pasando el lixiviado de uno a otro a través de cascadas donde el agua se oxigena. Combina dos depósitos de DAS-calizo con decantación previa y un DAS-magnésico, finalizando en una laguna natural. El DAS-calizo elevaría el pH hasta 6-7, permitiendo la retirada de Fe, As, Al, Cu, y Pb de la disolución, mientras que el DAS-magnésico elevaría el pH hasta valores superiores a 8,5, produciendo la precipitación de metales como el Zn, Mn, Cd, Co y Ni. La superficie total prevista para el sistema de tratamiento del Vacío Marginal es de 1.218,24 m<sup>2</sup> y los rendimientos esperados estarían entre 70 y 75%.

Aunque no fueron presupuestados en los documentos consultados, por analogía con los tratamientos previstos para las escombreras activas (que sí se evaluaron económicamente), y considerando las diferentes superficies necesarias, es posible concluir que el coste de este sistema de tratamiento podría alcanzar alrededor de 96.800 €. Como se acaba de decir, se afirma que existirán medidas de mantenimiento y control sobre todo el complejo de tratamiento de aguas (incluyendo el correspondiente al Vacío Marginal), vigilando los siguientes puntos: estado de las conducciones que acceden a los sistemas; inspección de las balsas, atendiendo a las señales de niveles máximos de llenado alcanzados en las mismas, y verificando el



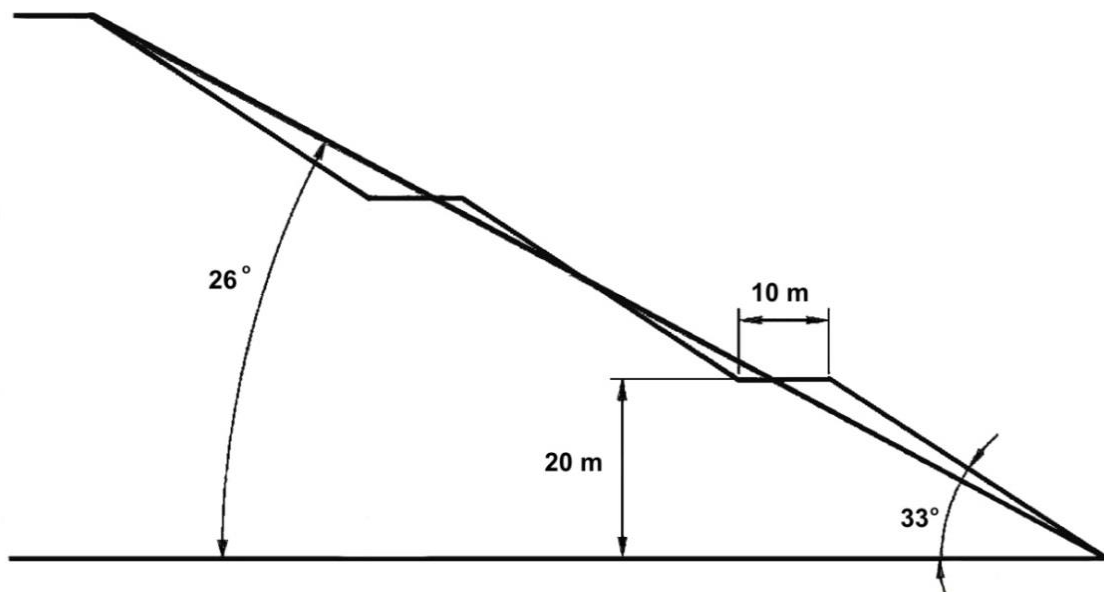
estado general de sus aspectos constructivos, y verificación del estado operativo de los sustratos reactivos. El dimensionamiento de las estructuras hace necesaria la renovación de los materiales calizos y orgánicos una vez que transcurran 10 años desde el momento de su entrada en actividad. Este plazo podría modificarse al alza (si la eficiencia de la instalación se mantuviera) o a la baja, en función del estado de las estructuras. Hay que advertir que los sistemas pasivos tienen, como término medio, una vida útil entre 20 y 30 años (Watzlaf *et al.*, 2004).

### ***Análisis crítico de las medidas descritas***

En primer lugar, merece la pena destacar la importancia que adquiere, desde el punto de vista presupuestario, el sellado o cubrición con materiales seleccionados, considerando además que, en el caso descrito, los materiales se obtendrían en la propia mina, y que se puede entender que el arranque, carga y transporte pueden realizarse con maquinaria minera de elevado rendimiento. A pesar de todo, podría pensarse que la valoración adolece de ser bastante baja, especialmente la que se refiere al suministro y extendido de una capa de 0,5 m de tierra vegetal o tecnosol. No obstante, queda claro que la disponibilidad de materiales adecuados en lugares cercanos es vital a la hora de considerar esta opción en proyectos de rehabilitación de residuos mineros abandonados, pues incluso valorando por lo bajo, puede representar una parte muy importante de los costes totales.

Una primera crítica sobre el conjunto de medidas descritas es la posiblemente nula justificación de un labrado sobre una formación herbácea establecida, salvo que se refiera a un simple pase de grada de púas o labor semejante, que en cualquier caso dañará a la formación herbácea. Las justificaciones ofrecidas para este tipo de labor son bastante discutibles, especialmente la de eliminar las “malas hierbas”, puesto que es casi seguro que la composición de especies variará con el tiempo, lo que no tiene porqué ser negativo. Al margen de esto, el planteamiento limitado de promover una formación herbácea “de forma que no se enmascare la existencia de las escombreras, para que estas queden integradas en el Paisaje Minero de la zona”, no está exenta de controversias, especialmente si se tiene en cuenta el tamaño de estas estructuras. Si

alguien ha decidido que estas escombreras son algo valioso desde el punto de vista cultural, lo más lógico es dejarlas como están. Y si se actúa para establecer vegetación sobre ella, porque resulta conveniente, no se entiende la limitación autoimpuesta de mantener la superficie cubierta solo con vegetación herbácea, lo que puede requerir una gestión a largo plazo para mantenerla como tal. Si se acepta que la introducción de una formación herbácea con la composición de especies descrita en el punto anterior es la solución mejor, surge la duda sobre si es posible, con la siembra manual, obtener en poco tiempo una distribución y cobertura suficientes para proteger de la erosión hídrica los taludes de la escombrera. Hay que tener en cuenta que los segmentos de talud pueden alcanzar 37 m de longitud, medidos según la línea de máxima pendiente, con 33° de inclinación (**Figura 57**). Esta inclinación podría marcar la línea divisoria entre una pendiente manejable y una pendiente lo suficientemente empinada como para que la implantación de vegetación no pueda realizarse de forma segura sin técnicas de refuerzo. En las condiciones que se han descrito, tal vez fuera más recomendable optar por soluciones más intensivas, aunque de mucho mayor coste que la siembra manual. Por ejemplo, una hidrosiembra estándar de la misma mezcla de especies, con una dosis algo superior, incluyendo mulch, abonado, estabilizantes orgánicos, ácidos húmicos, y efectuada en dos pasadas podría costar alrededor de 10.000 €/ha.



**Figura 57.** Talud tipo remodelado propuesto para la escombrera Vacie Marginal.

Otra posibilidad, manteniendo la siembra manual, es intercalar barreras de sacos terreros de dos alturas (unos 20 cm), colocados a lo largo de algunas curvas de nivel en los taludes. Considerando un espaciado entre barreras de 5 m medidos sobre la pendiente del talud, se pueden necesitar unos 2.260 m/ha de longitud de este tipo de barrera, lo que puede suponer un coste de unos 2.000-3.000 €/ha. El coste de esta medida depende mucho de la mano de obra necesaria para colocarlos, así como de la disponibilidad y proximidad de materiales apropiados para el relleno de los sacos (lo ideal son tierras arenosas y pedregosas). Al tratarse de una mina activa, con muchas posibilidades de seleccionar materiales durante el desarrollo del propio proyecto minero, puede resultar sensato considerar esta opción.

Desde un punto de vista muy conservador, y conociendo las condiciones actuales del Río Tinto y el valor que algunos importantes miembros de la comunidad científica le otorgan, se podría argumentar que sería exigible evaluar la conveniencia de realizar vertidos de efluentes previamente sometidos a tratamientos que provoquen aumentos del pH por encima de las actuales características del cauce receptor, así como la evaluación de los efectos sobre el quimismo y la microbiota de este ecosistema. Con relación a los sistemas de tratamiento pasivo previstos, sistemas de sustrato alcalino disperso (DAS), cabe decir que, pese a que los rendimientos esperados son elevados, los datos empleados para el dimensionado se basan en aportaciones bibliográficas y en experimentos a pequeña escala. Tal vez se debería realizar algún experimento piloto, a una escala adecuada con el fin de poder tener una idea más precisa de los problemas que pueden surgir durante la puesta en marcha de estos tratamientos.

#### **6. 1. 5. Medidas de rehabilitación diseñadas para la ampliación de la escombrera Los Frailes**

##### ***Descripción de las medidas***

En el año 2000 se elaboró el Estudio de Impacto Ambiental y Plan de Restauración del Proyecto de incremento del depósito de estériles y agua en la corta Aznalcóllar y de

ampliación de la escombrera Los Frailes (López Vilchez y Al-Dahir, 2000). Las actuaciones que se proyectaron se hubieran ubicado dentro del término municipal de Aznalcóllar (Sevilla). El referido proyecto nunca se llegó a ejecutar, pero puede aportar información referente a actuaciones de rehabilitación en las que también se incluye el extendido de capas de aislamiento o sellado.

La continuación de la explotación en la corta Los Frailes hubiera generado unos 287 millones de metros cúbicos de estéril de roca entre noviembre de 1999 y el año 2009. Debido a la rotura de la antigua balsa de estériles procedentes del concentrador, la corta Aznalcóllar pasó de ser la zona de vertido de los estériles procedentes de la corta Los Frailes al lugar de vertido de los estériles procedentes del concentrador y fangos de la depuradora. Esto obligaba a crear una gran escombrera para el depósito de los estériles extraídos de la corta Los Frailes, mediante la ocupación adicional de 259,51 ha que se hubieran sumado a las ya existentes (**Figura 58**), de tal forma que la escombrera final hubiera ocupado una extensión de unas 480 ha, después de remodelar los taludes hasta su perfil topográfico final.

La configuración de la escombrera se planificó de tal modo que las posibles filtraciones serían canalizadas y vertidas a la corta Aznalcóllar, mientras que las aguas de escorrentía superficial generadas serían canalizadas hacia el río Agrío o al arroyo Los Frailes. Hay que advertir que las escombreras abandonadas inventariadas por el IGME son mucho más pequeñas, ocupando la mayor unas 30 ha. Sin embargo, no se descarta que pueda ser necesario, en algún caso, diseñar un conjunto de tratamientos superficiales semejante al que se empleó en el proyecto de Los Frailes, por lo que su descripción y su coste por unidad de superficie pueden ser de interés, con las precauciones pertinentes. También es importante advertir que todos los materiales empleados en la construcción de las coberturas de aislamiento y los nuevos suelos en el referido proyecto hubieran sido obtenidos de la propia explotación. Esta situación no se dará casi nunca, en el caso de instalaciones mineras abandonadas, y raro será encontrar suficiente cantidad de materiales adecuados en las cercanías, salvo cuando existan acumulaciones de otros tipos de residuos mineros apropiados a corta distancia. Así, por ejemplo, el proyecto contemplaba la retirada previa de los materiales edáficos

presentes en las zonas que iban a ser ocupadas por la futura escombrera y su conservación para el uso posterior en la restauración e integración paisajística.



**Figura 58.** Panorámica virtual modificada de Google Earth en la que se ven, en primer plano, los terrenos de carácter forestal que hubieran sido ocupados por el proyecto de ampliación de la escombrera, la cual se encuentra situada a mitad de la imagen.

La precipitación media anual en Aznalcóllar ronda los 625 mm, mientras que la evapotranspiración potencial anual media alcanza el valor de 955 mm. La temperatura media anual es de 18,2 °C. En condiciones medias, existe un prolongado déficit de agua, desde junio hasta octubre, y un periodo frío de cuatro meses. El clima es Mediterráneo cálido, subhúmedo y submarítimo, con un valor del índice de Turc de 19,5, limitado fundamentalmente por la sequía estival (MAPA, 1989).

Durante el desarrollo del proyecto, se contemplaba la gestión selectiva de los estériles de la corta Los Frailes, ubicando aquellos con capacidad potencial de generar aguas ácidas en el seno de la escombrera, dentro de la cuenca de recepción de la corta Aznalcóllar, para evitar afecciones a cauces y acuíferos del entorno. La ampliación dejaría algunas superficies heredadas de la escombrera ya existente en las que no se

podrían realizar operaciones de remodelación. Estas incluían las áreas de poca pendiente situadas en la zona cercana a las instalaciones y en la superficie intermedia entre las dos cortas mineras, así como algunos taludes en el límite sureste, y otros orientados hacia la corta Aznalcóllar. En el resto, una vez terminado el vertido de estériles, estaba planteado realizar una remodelación generalizada en las áreas de taludes de la ampliación de la escombrera, hasta conformarlos con una pendiente de 40% ( $\approx 22^\circ$ ), y 20 m de altura, con bermas de 5 a 6 m de anchura. La menor de estas zonas de taludes incluía dos taludes y una berma, y la mayor, cuatro taludes y tres bermas. Los costes actualizados de las actuaciones de remodelado de taludes se evaluaron en 49.459 €. Considerando que la superficie en planta ocupada por taludes y bermas a la finalización de la construcción de la escombrera sería de 147,5 ha, la remodelación hubiera supuesto unos 335,3 €/ha.

El remodelado, junto con el emplazamiento de una cubierta multicapa y la instalación final de un sistema de drenaje, se consideraban actuaciones de clausura, cuyo objeto principal era minimizar la infiltración, y separar claramente las aguas limpias de escorrentía de los drenajes procedentes de la infiltración en las zonas de escombrera. El sistema de cobertura hubiera estado constituido por una capa de arcillas compactadas de aproximadamente 0,25 m de espesor, procedentes de zonas de préstamo existentes dentro del complejo minero de Aznalcóllar, y por una capa de pizarras negras (sin capacidad potencial de generar aguas ácidas y procedentes de la ampliación de la corta Los Frailes), que se dispondría como recubrimiento de la capa de arcillas, actuando como capa antierosión. El objetivo principal de esta cubierta de dos capas era minimizar la infiltración, para reducir en lo posible el volumen de agua que pudiera entrar en contacto con estériles de la corta Los Frailes con capacidad de generación de aguas ácidas, una vez depositados en el seno de la escombrera. La cubierta sería conformada con ligeras pendientes hacia canales de recogida de la escorrentía superficial generada en la propia escombrera.

Los canales de drenaje superficial, de los que no se aportan datos de trazado y dimensiones en el documento consultado, suponían un coste de aproximadamente 780.343 €, a precios actualizados, lo que representa alrededor de 3.000 €/ha para toda

la superficie de la escombrera. Concluida la fase denominada clausura, se consideraron, además, las siguientes medidas correctoras: instalación de trampas de sedimentos, creación de un nuevo suelo y revegetación de las superficies de la escombrera. Las trampas de sedimentos constituirían la última estructura del sistema de canalización de las aguas de escorrentía de la escombrera y se hubieran situado uno al norte, otro al sureste y otro al suroeste de la escombrera final. Cada una de ellas consistiría en una balsa rectangular en planta, construida mediante su excavación en terreno natural, con revestimiento de hormigón armado. Para la contención del agua se pensó en muros de hormigón actuando a modo de presas. Las dimensiones previstas fueron las siguientes:

- Trampa norte: 10 m de longitud, 1,5 m de profundidad y 10 m de anchura, con una capacidad de 75 m<sup>3</sup>. Con un aliviadero de 0,5 m de alto y 4 m<sup>2</sup> de sección.
- Trampa sureste: 7 m de longitud, 1,5 m de profundidad y 5 m de anchura, con una capacidad de 26,25 m<sup>3</sup>. Con un aliviadero de 0,5 m de alto y 1,5 m<sup>2</sup> de sección.
- Trampa suroeste: 25 m de longitud, 1,5 m de profundidad y 20 m de anchura, con una capacidad de 375 m<sup>3</sup>. Con un aliviadero de 1 m de alto y 18 m<sup>2</sup> de sección.

El caudal medio estimado que podría llegar a la trampa norte es de 0,20 m<sup>3</sup>/s, de 0,55 m<sup>3</sup>/s para el sureste y de 0,13 m<sup>3</sup>/s para el suroeste. La cantidad de material que podrían retener, en función de la pérdida de suelo calculada, es de 16 t/año para la situada al noreste (recogería aguas de escorrentía en plataformas que, por su escasa pendiente, prácticamente no se consideraron susceptibles de sufrir erosión), de 847 t/año para la del sureste, donde se recogerían las aguas de todos los taludes de la escombrera remodelada, y de 3 t/año para la trampa del suroeste que recogería aguas de una superficie pequeña. El coste del conjunto de las obras hubiera ascendido aproximadamente a 52.000 €, a precios actualizados.

Antes de aportar el suelo obtenido de la ampliación de la explotación, y después de la cubrición con capas de arcilla y pizarras, se consideró que era necesario descompactar toda la superficie mediante una labor de subsolado a 60-80 cm de profundidad, empleando un ripper de tres cuerpos tirado por buldócer de cadenas ligero, siguiendo las curvas de nivel en los taludes. Con el volumen estimado de suelo disponible era

posible recubrir toda la escombrera con un espesor medio de 30 cm, cuidando durante el extendido no afectar a ningún espacio dentro de los canales de drenaje. Después del extendido del suelo se planificó una nueva labor de descompactado sobre la superficie final, a 50-60 cm de profundidad media. Para ello se consideró el empleo de un buldócer de cadenas en los taludes, efectuando la labor según curvas de nivel, y un tractor y subsolador agrícola para las superficies llanas.

Las labores de implantación de la vegetación se planificaron por fases. Se consideró necesario plantear una primera fase en la cual se tratara de introducir una formación herbácea mixta de gramíneas y leguminosas, con el objetivo de estabilizar y mejorar tanto la estructura como la fertilidad del terreno. En las plataformas se planificó un abonado en verde, puesto que la realización de aportes masivos de materia orgánica, dada la enorme superficie de la escombrera, lo hacía desaconsejable. En taludes y bermas se consideró mejor implantar una formación herbácea mixta de gramíneas y leguminosas sin enterrado.

Antes de las siembras, sobre las plataformas, se pensó realizar un abonado de fondo para proporcionar un incremento de los niveles de nutrientes dentro de los 20 cm superiores, añadiendo nitrato potásico (1.300 kg/ha) y superfosfato cálcico (1.100 kg/ha). En las unidades con taludes, como no se consideró el aporte de materia orgánica como en las plataformas, se pensó en aplicar un abonado de fondo con 1500 kg/ha de abono órgano-mineral. El reparto se realizaría con abonadora centrífuga sobre tractor de cadenas en los taludes y bermas, y con tractor convencional en las plataformas. Como es lógico, el abonado de fondo implicaba una serie de labores con objeto de incorporar los fertilizantes y preparar la cama de siembra.

Las labores preparatorias para la siembra se planificaron siguiendo la siguiente secuencia de operaciones: desfonde con arado de discos, gradeo con grada de púas para desterronado, abonado para cubrir las necesidades de la formación herbácea a implantar en lo que respecta a nitrógeno, fósforo y potasio para un ciclo de crecimiento, y gradeo con grada de púas para incorporar los fertilizantes. Las formaciones herbáceas a implantar se diseñaron con una proporción elevada de



leguminosas, empleando semilla inoculada con *Rhizobium*. Por ello, se consideró que las necesidades de nitrógeno quedarían en buena parte cubiertas por fijación biológica. Sin embargo, en las primeras fases puede ser interesante tener N disponible en el terreno por si existen defectos en la fijación biológica, por lo que la fertilización incluyó algo de este elemento: 190 kg/ha de superfosfato simple y 130 kg/ha de nitrato potásico. Como ocurría con labores anteriores, para las superficies de taludes y bermas se consideró necesario un tractor de cadenas.

Sobre las plataformas se planteó además el enterrado para abonado en verde, como ya se ha mencionado. La dosis del primer año sería superior a las consideradas normales por destinarse a abonado en verde: 40 kg/ha de *Vicia sativa*, 40 kg/ha de *Vicia villosa*, 30 kg/ha de avena (Blenda, Previsión o mezcla de ambas). La dosis para el segundo año sería de 30, 30 y 20 kg/ha respectivamente, de veza común, veza vellosa y avena. Después de transcurrida una estación de crecimiento, el enterrado se planificó haciendo uso de un pase de arado de vertedera a profundidad somera. Después se repetirían las labores de preparación de la siembra y se volvería a sembrar con la dosis establecida para el segundo año.

En las unidades correspondientes a taludes y bermas se planeó la siembra de pratenses, a razón de: *Festuca arundinacea* 15 kg/ha, *Dactylis glomerata* 6 kg/ha, *Lolium multiflorum* 15 kg/ha, *Trifolium repens* 5 kg/ha, *Trifolium subterraneum* 50 kg/ha, *Trifolium pratense* 15 kg/ha y *Lotus corniculatus* 9 kg/ha. La pradera se mantendría sobre el terreno sin aplicar ninguna labor posterior, salvo una resiembra dirigida a zonas donde hubiera quedado peor establecida. Esta resiembra sería manual y se realizará transcurrido un año, estimándose un gasto de 40 kg/ha de mezcla. Se consideró que todas las siembras de herbáceas fueran realizadas con sembradora centrífuga portada sobre tractor agrícola de cadenas para poder trabajar sobre las unidades con taludes.

En parte de los taludes inferiores del noreste y de los vertientes a la corta Aznalcóllar, existían segmentos de talud en los que, como ya se ha dicho, no era posible realizar ninguna de las labores descritas. En estas zonas se pensó aplicar hidrosiembra,

realizada en dos pasadas, con los caldos que se describen a continuación, considerando necesario repetir la operación transcurrido un año, con el 50 % de la dosis de semilla:

Caldo H1:

- 155 kg/ha de la mezcla de semillas empleada en el resto de taludes y bermas
- 300 kg/ha de fertilizante 8-15-15.
- 200 kg/ha de estabilizante de tipo hidrosilicato
- 300 kg/ha de mulch de paja
- 20.000 L/ha de agua.

Caldo H2:

- 300 kg/ha de mulch de paja
- 200 kg/ha de estabilizante de tipo hidrosilicato
- 15000 L/ha de agua.

En una segunda fase de revegetación, transcurridos dos años y en todas las superficies, se planteó introducir vegetación arbórea y arbustiva autóctona con predominio del pino piñonero. Se seleccionaron un total de veinte especies diferentes, cuya distribución variaba en función de las diferentes zonas: orientación de taludes, proximidad a canales de drenaje, etc. Por ejemplo, para la plataforma superior se planificó la siguiente composición (en unidades de planta): 17.700 de pino piñonero (*Pinus pinea*), 33.200 de retama (*Retama sphaerocarpa*), 200 de algarrobo (*Ceratonia silicua*), 400 de acebuche (*Olea sylvestris*), 1.600 de espinos (*Rhamnus oleoides*), 1.600 de encina (*Quercus rotundifolia*), 800 de coscoja (*Quercus coccifera*), 800 de lentisco (*Pistacia lentiscus*), 1.600 de palmito (*Chamaerops humilis*), 1.600 de labiérnago (*Phillyrea angustifolia*), 1.600 de romero (*Rosmarinus officinalis*), 800 de zarzamora (*Rubus ulmifolius*), 800 de adelfa (*Nerium oleander*) y 800 de madroño (*Arbutus unedo*).

En un conjunto de taludes y bermas, próximo a la antigua escombrera oriental de la corta Aznalcóllar, la composición prevista para la plantación era (en unidades de planta): 2.200 de pino piñonero (*Pinus pinea*), 4.100 de retama (*Retama sphaerocarpa*), 25 de algarrobo (*Ceratonia silicua*), 50 de acebuche (*Olea sylvestris*),

200 de espino (*Rhamnus oleoides*), 200 de encina (*Quercus rotundifolia*), 200 de coscoja (*Quercus coccifera*), 200 de lentisco (*Pistacia lentiscus*), 200 de palmito (*Chamaerops humilis*), 200 de labiérnago (*Phillyrea angustifolia*) y 200 de romero (*Rosmarinus officinalis*). En cuanto a los plantones, se admitió que la edad pudiera variar, en función de las disponibilidades de mercado en el momento de plantación. Como criterio general se consideraba adecuado utilizar planta de dos savias, a excepción de los pinos que se preferían de tres savias. En cuanto a la presentación, se consideró imprescindible que el sistema radicular estuviera protegido en las especies de coníferas (pino piñonero), en las de raíces fasciculadas (palmito), y preferible en todas aquellas de carácter perennifolio (encina, coscoja, labiérnago, etc.). Para evitar la competencia, se consideró importante efectuar aclareos alrededor de los puntos de plantación. La apertura de los hoyos sería manual, con hoyos de 0,7 m x 0,7 m x 0,7 m para los árboles y los arbustos mayores, y de 0,4 m x 0,4 m x 0,4 m para las plantas de menor tamaño. Se planificaron ligeros aportes de fertilizantes y riegos, tanto en plantación como posteriores, así como una fase de reposición de marras fijada en un 10 %, con su correspondiente riego de plantación.

Las **Tablas 41** y **42** muestran una estimación de costes redondeados por hectárea de las tareas que han sido comentadas más arriba, incluyendo las que se consideraron fases de clausura y las de creación de un nuevo suelo y revegetación, distinguiendo para el caso de una de las unidades de taludes y bermas y para la plataforma superior.

<b>Actuación</b>	<b>Coste (€/ha)</b>
Carga, transporte y extendido de una capa de arcillas de 0,25 m de espesor, incluyendo compactación y control de calidad	28.750
Carga, transporte y extendido de una capa de pizarras negras de 1 m de espesor, incluyendo compactación	24.300
Descompactado, a 60-80 cm, con ripper de tres cuerpos arrastrado por buldócer de cadenas de 80 CV	167
Carga, transporte y extendido de 30 cm de espesor de suelo incluido carga y transporte desde acopios	13.230
Descompactado a 50-60 cm, con ripper de tres cuerpos arrastrado por buldócer de cadenas ligero	167
Abonado de fondo con abonadora centrífuga, aportando 1500 kg/ha de abono órgano-mineral, realizado con abonadora centrífuga sobre tractor de cadenas de 80 CV	1.146
Desfonde con arado de discos arrastrado por tractor de cadenas de 80 CV	68
Gradeo con grada de púas arrastrada por tractor de cadenas de 80 CV	37
Abonado de presiembra, aportando 190 kg/ha de superfosfato y 130 kg/ha de nitrato potásico con abonadora centrífuga acoplada a tractor de cadenas de 80 CV	393
Gradeo con grada de púas arrastrada por tractor de cadenas de 80 CV	37
Siembra con sembradora centrífuga de 115 kg/ha de mezcla de pratenses seleccionada	660
Plantaciones según lo establecido en el proyecto para cada unidad, incluyendo materiales a pie de obra, apertura de hoyos, abonado, tapado y riego de plantación	3.815
Riego posterior a la plantación utilizando una cisterna pequeña tirada por tractor	469
Reposición de marras	382
Riego posterior a reposición utilizando una cisterna pequeña tirada por tractor	78
<b>Total</b>	<b>73.695</b>

**Tabla 41.** Estimación económica del coste por hectárea medida en planta de las operaciones de rehabilitación previstas en una unidad compuesta por taludes y bermas, según el proyecto de ampliación de la escombrera Los Frailes.

<b>Actuación</b>	<b>Coste (€/ha)</b>
Carga, transporte y extendido de una capa de arcillas de 0,25 m de espesor, incluyendo compactación y control de calidad	28.750
Carga, transporte y extendido de una capa de pizarras negras de 1 m de espesor, incluyendo compactación	24.295
Descompactado, a 60-80 cm, con ripper de tres cuerpos arrastrado por buldócer de cadenas de 80 CV	167
Carga, transporte y extendido de 30 cm de espesor de suelo incluido carga y transporte desde acopios	13.230
Descompactado a 50-60 cm, con subsolador arrastrado por tractor agrícola de 120 CV	112
Abonado de fondo con abonadora centrífuga acoplada a tractor agrícola de 70CV, aportando 1300 kg/ha de nitrato potásico y 1100 kg/ha de superfosfato cálcico	1.880
Desfonde con arado de discos acoplado a tractor agrícola de 80 CV	68
Gradeo con grada de púas arrastrada por tractor agrícola de 70 CV	33
Abonado de presiembra, aportando 190 kg/ha de superfosfato y 130 kg/ha de nitrato potásico con abonadora centrífuga acoplada a tractor agrícola de 70 CV	393
Gradeo con grada de púas arrastrada por tractor agrícola de 70 CV	33
Siembra con sembradora centrífuga acoplada a tractor agrícola de 70 CV, de 40 kg/ha de veza vellosa, 40 kg/ha de veza común y 30 kg/ha de avena	140
Enterrado del cultivo de veza/avena mediante pase de arado de vertedera acoplado a tractor agrícola de 80 CV	68
Gradeo con grada de púas arrastrada por tractor agrícola de 70 CV	33
Abonado de presiembra, aportando 190 kg/ha de superfosfato y 130 kg/ha de nitrato potásico con abonadora centrífuga acoplada a tractor agrícola de 70 CV	393
Gradeo con grada de púas arrastrada por tractor agrícola de 70 CV	33
Siembra con sembradora centrífuga acoplada a tractor agrícola de 70 CV, de 30 kg/ha de veza vellosa, 30 kg/ha de veza común y 20 kg/ha de avena	140
Plantaciones según lo establecido en el proyecto para cada unidad, incluyendo materiales a pie de obra, apertura de hoyos, abonado, tapado y riego de plantación	3.700
Riego posterior a la plantación utilizando una cisterna pequeña tirada por tractor	469
Reposición de marras	370
Riego posterior a reposición utilizando una cisterna pequeña tirada por tractor	78
<b>Total</b>	<b>74.386</b>

**Tabla 42.** Estimación económica del coste por hectárea de las operaciones de rehabilitación previstas en la plataforma superior, según el proyecto de ampliación de la escombrera Los Frailes.

### ***Análisis crítico de las medidas descritas***

Como ocurría en el caso anterior, un primer aspecto que destaca de las valoraciones económicas es el enorme peso que adquiere el sellado o cubrición con materiales seleccionados, sobre todo pensando que también en este caso son obtenidos dentro del complejo minero de Aznalcóllar-Los Frailes.

Por otro lado, no es habitual encontrar una serie tan esmerada de labores mecanizadas orientadas a la mejora de la capacidad productiva del terreno. Esto es posible gracias a la pendiente de las plataformas y taludes. En estos últimos, el perfilado hasta conseguir pendientes de aproximadamente 22° permite plantear labores de subsolado por curvas de nivel. Esto es algo superior a lo que suele admitirse como aceptable en labores forestales (18°), desde el punto de vista de la seguridad frente al vuelco, pero es factible, sobre todo teniendo en cuenta que se trata de superficies regulares, sin afloramientos rocosos ni raíces o tocones. Pensando en posibles situaciones similares que se pudieran presentar, conviene tener en cuenta que la calidad de este tipo de actuación puede aumentar mucho si se emplea un ripper basculante, algo que no queda especificado en la documentación consultada.

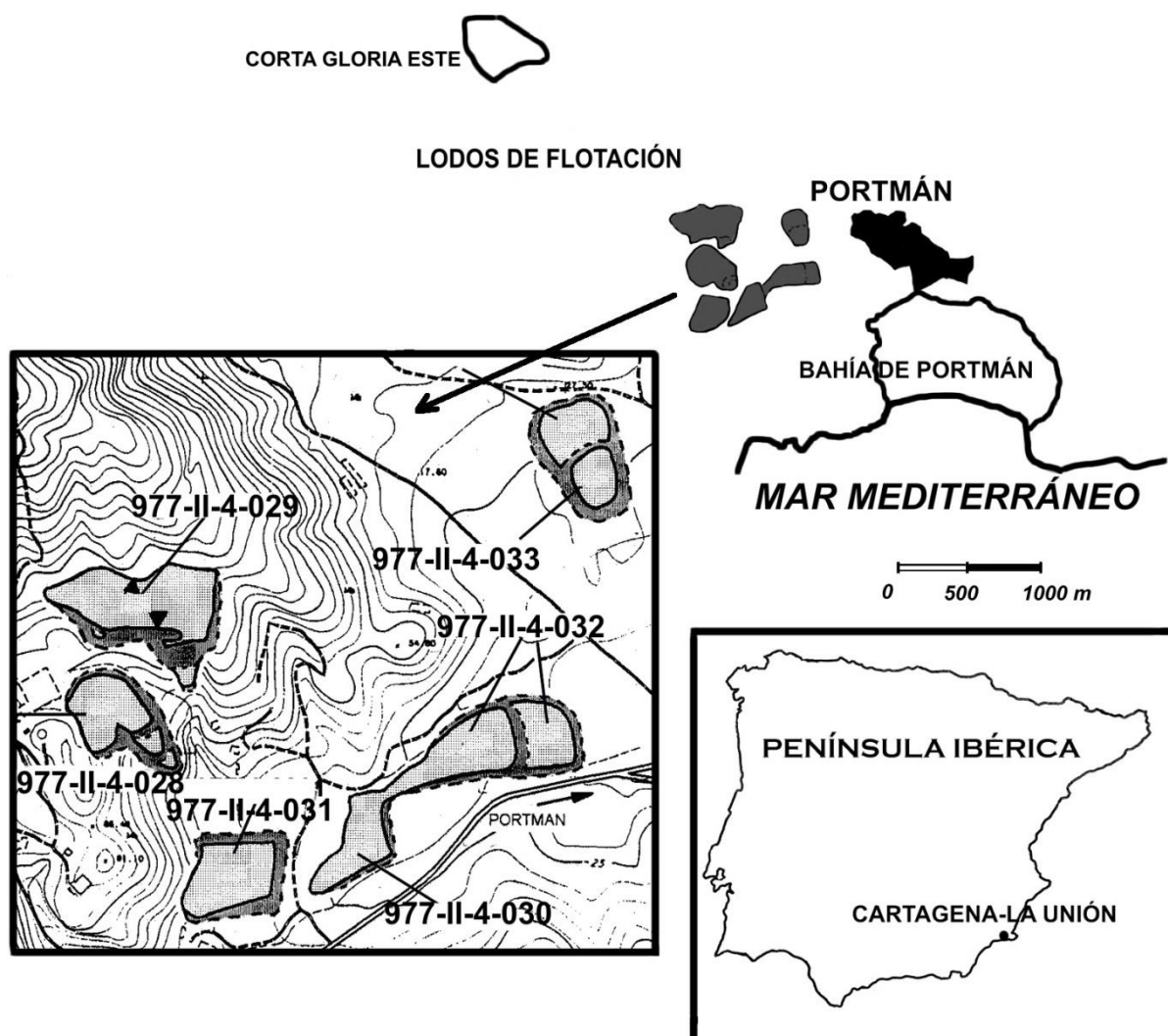
Llama la atención el bajo coste por hectárea de las plantaciones programadas, si se compara con los casos descritos en páginas anteriores. Al margen de que pueda haber algún pequeño error en la actualización de precios, esto se debe sobre todo a que solo se aporta un ligero abonado en los hoyos de plantación, en lugar de una enmienda y, sobre todo a la muy baja densidad (alrededor de 280 plantas por hectárea). Esta decisión, que es consecuencia de la enorme superficie a revegetar, es un aspecto criticable, pues como se ha visto lo que incrementa más los costes es la cubrición con estériles seleccionados y tierra vegetal.

## **6. 1. 6. Medidas diseñadas para la el sellado y rehabilitación del vertedero del material de dragado de la Bahía de Portmán**

### ***Descripción de las medidas***

En el marco del Convenio entre la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda (del entonces llamado MOPTMA) y el IGME (entonces Instituto Tecnológico Geominero de España, ITGE), para la colaboración en la recuperación de la Bahía de Portmán y Sierra Minera (Murcia), se contempló la redacción del proyecto del vertido en tierra, en la corta minera Gloria Este, de parte de los residuos mineros que produjeron la colmatación de la bahía. En este proyecto se contemplaba el arranque, transporte y vertido de residuos procedentes de las capas superficiales del relleno de la bahía, y también de las balsas mineras ubicadas en las proximidades de la población de Portmán (**Figura 59**), a las que se ha hecho referencia en el capítulo tercero. Además se contemplaba el sellado y la rehabilitación del nuevo vertedero (Barettino Fraile *et al.*, 1996; Arranz González, 1996).

La corta Gloria Este es una profunda excavación, originada por la explotación minera, situada en la falda sur de la Sierra Minera, que en la zona tiene una cota media de 289 m.s.n.m., de forma que está abierta en dirección a la Bahía de Portmán. Entre esta corta y la bahía existe otra, denominada San José, con la que guarda un desnivel de 90 m. La caracterización química de los materiales vertidos en la Bahía de Portmán, llevó a considerar a los mismos como residuos potencialmente peligrosos, por lo que las características del vertedero se ajustaron a lo señalado por la Propuesta Modificada de Directiva del Consejo relativa al vertido de residuos 7506/93 ENV COM (93J 275 final), en lo referente a vertederos para residuos peligrosos. Hay que advertir que, con la normativa actualmente vigente, los residuos mineros de las presas mineras del entorno de Portmán entran más bien en la categoría de no inertes-no peligrosos. Incluso, como se explica en el tercer capítulo, este tipo de residuos podrían admitir la fitoestabilización in situ.



**Figura 59.** Imagen de las presas mineras del área de Portmán que, junto con los materiales del dragado de la Bahía de Portmán, hubieran sido transportadas al vertedero construido en la Corta Gloria Este. Los números asociados a las presas son los códigos del último inventario del IGME.

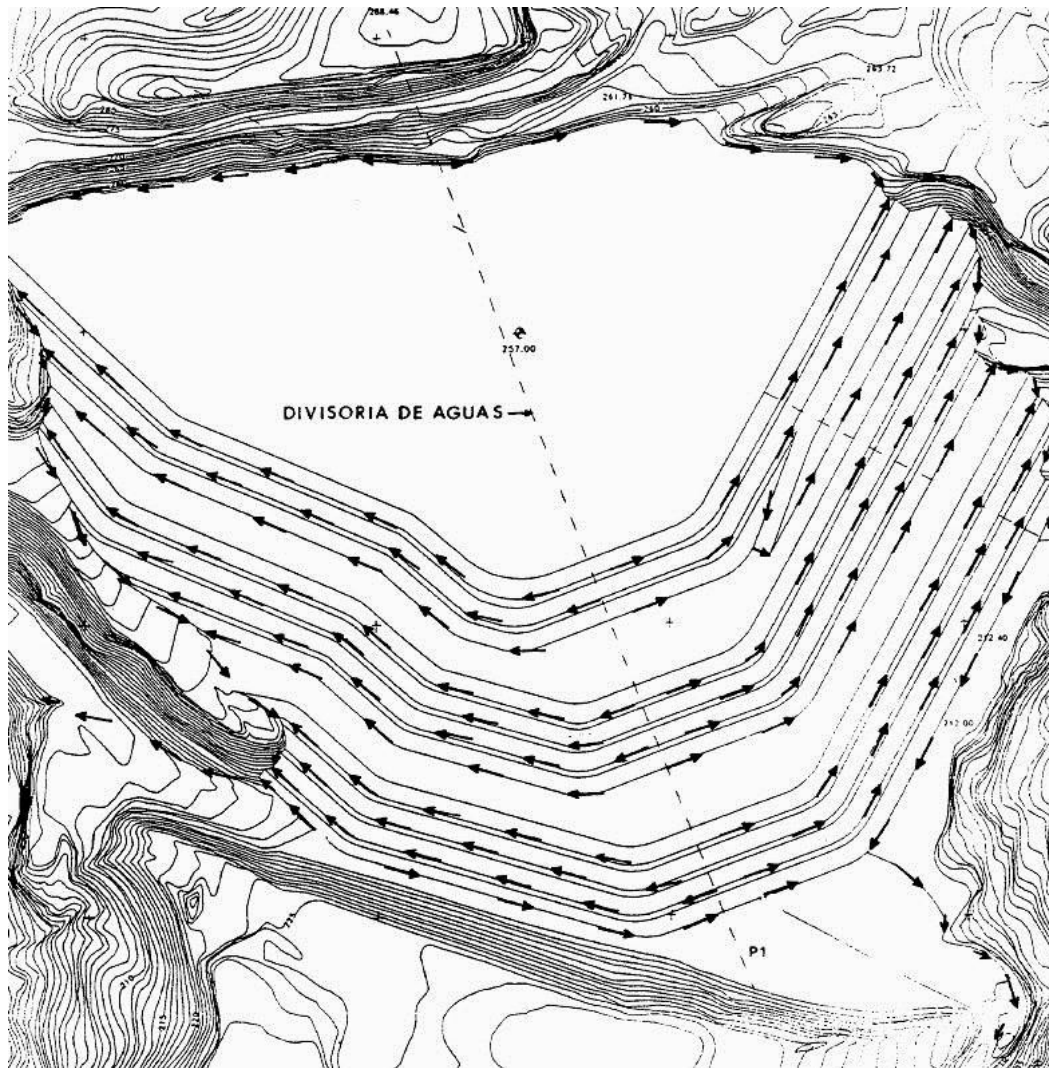
Se tenía previsto que la construcción del depósito se ejecutará en tres fases: la primera fase consistiría en el acondicionamiento inicial de accesos y área de vertido, incluida su regularización topográfica, el sellado de pozos de mina que sirven de drenajes en la plataforma de impermeabilización de la misma, y la implantación de instalaciones auxiliares: drenaje de fondo del vaso de vertido, drenaje y balsa de recepción de lixiviados y planta para su tratamiento. Todos estos trabajos se hubieran ejecutado con anterioridad al comienzo del dragado de la bahía. La segunda fase, de explotación, consistía en las obras requeridas para la ampliación del depósito, incluyendo el sellado de surgencias en taludes y drenaje de los mismos, drenajes intermedios de lixiviados,



etc. Estas obras se llevarían a cabo en paralelo con el vertido de materiales de dragado de la bahía y de las presas mineras. El proyecto de vertedero incluyó la construcción de taludes de cierre conformados mediante la superposición retranqueada de caballones contruidos con arcillas de préstamos de 4 m de altura y con pendientes externas de  $\approx 34^\circ$  e internas de  $45^\circ$ . Este tipo de elementos de cierre, podrían ser de aplicación por sí solos, o formando parte de espaldones de sostenimiento apoyados contra diques de presas abandonadas en situaciones reales. Igualmente el sellado final, así como el conjunto de operaciones que se diseñaron para la rehabilitación e integración paisajística pueden ser de aplicación en determinados casos de presas mineras abandonadas, por lo que se ha considerado de interés dedicar un apartado a este proyecto.

El clima de la zona es cálido, en razón de su situación geográfica y la proximidad al Mediterráneo. La temperatura media anual ronda los  $18^\circ\text{C}$ . Solo puede considerarse frío el mes de enero. Como ya se comentó, los datos pluviométricos varían entre 288 mm al año en Cartagena y 337 mm en el cercano Cabo de Palos. Los datos de ETP anual rondan los 900 mm en Cabo de Palos y 906 mm en El Algar. De la realización de los balances hídricos se deduce que la falta anual de agua es muy elevada (entre 520 y 595 mm). Toda la zona se ve sometida a un período seco muy prolongado (entre mayo y septiembre). Según el índice de aridez de De Martonne, la zona puede considerarse Semiárida de tipo mediterráneo. El índice de Turc para el secano ronda el valor de 6, siendo de los menores de la geografía de la Península Ibérica.

La altura total del vertedero terminado hubiera alcanzado 44 metros. Las diferentes combinaciones de geometrías de taludes obtenidas con la superposición de los caballones de arcilla hasta esa altura originaban una serie de posibles geometrías, todas ellas con un coeficiente de seguridad superior a 1,5 (**Figura 60**). Sin embargo, desde el punto de vista de la susceptibilidad frente a la erosión, en un ambiente semiárido y de gran torrencialidad de lluvias, dicha geometría puede generar ciertas dudas sobre la estabilidad a largo plazo, como se comenta más adelante.



**Figura 60.** Topografía final del vertedero de la Corta Gloria Este. Las flechas indican las direcciones previstas para el flujo canalizado de la escorrentía superficial (tomado de Arranz González, 1996).

El vertido, ligado a la sucesión constructiva de los caballones de cierre, se hubiera desarrollado por fases de 4 m de espesor, de forma que el vertedero consistía en la superposición de once vasos de vertido intermedios. Cada cuatro vasos se tenía previsto dejar bermas intermedias de doce metros de anchura mínima. De esta forma el depósito se dividía en tres fases de vertido, con bermas de separación de 12 m o más entre ellas, y con cuatro subfases (excepto la última que únicamente tendría tres), cada una de ellas de 4 m de altura y bermas de separación de 2 m. Esto supone un ángulo general de talud del vertedero, es decir considerando todos los caballones y bermas, variable entre 34 % y 42 % (19°-23°).

Fue necesario también planificar la ampliación y mejora de pistas existentes, empleando materiales procedentes de escombreras mineras próximas. El material de las presas mineras se hubiera transportado mediante volquetes hasta la corta Gloria Este en las mismas condiciones que el material de la Bahía, para lo cual era necesario acondicionar un tramo de pista de aproximadamente 1.680 m. Considerando exclusivamente las presas, la carga de los residuos mineros se programó para ser efectuada por 3 palas cargadoras de 5 m<sup>3</sup> de cazo y 15 volquetes de 60 t. De este modo se calculó que se podía trasladar el material hasta la corta en un plazo de 3 meses y medio, trabajando 25 días al mes a un ritmo de 2 turnos diarios de 8 horas. En cuanto a las pistas, los primeros tramos de pista desde la bahía eran, como es lógico, un tanto especiales, por lo que desde el punto de vista de posibles operaciones asociadas a proyectos futuros dedicados a instalaciones abandonadas, lo normal será encontrar situaciones semejantes a las que se reconocieron en las pistas que hubieran unido las balsas mineras con la corta. Al haber tenido en cuenta el aprovechamiento de antiguas pistas mineras para el trazado de la nueva pista de transporte, se reducían los costes de la misma y se favorecía su construcción. Se constató que no existía riesgo de desprendimientos, ya que solo se necesitaba el desbroce en superficies pequeñas y sobre materiales excavables con buldócer. El volumen total de desmonte que había que realizar era una cantidad limitada que se aprovechaba como material de relleno para la construcción de las explanadas de la pista. El resto del material a emplear como relleno en la construcción de las pistas eran los estériles de algunas de las escombreras mineras existentes en las cercanías de la corta, aptos en tamaño y resistencia, y disponibles en grandes volúmenes. A lo largo de toda la pista se colocaría una capa de zahorra de 20 cm de espesor como mínimo, preparada mediante una criba o parrilla, a partir del material de escombreras cercanas. Por encima de ella se situaría la capa de rodadura, formada por una rebanada de 10 cm de espesor, constituida por escoria de fundición (disponible en una escombrera situada junto al lavadero Roberto, en Portmán). La anchura prevista de estas pistas era de 12 m. Se consideró además la preparación de una cuneta triangular de 25 cm × 25 cm, ejecutada con motoniveladora. El coste estimado actualizado, por metro lineal, de la pista preparada con estas características hubiera alcanzado 7 €.

El volumen de materiales de la capa superficial de la bahía se calculó en 849.000 m<sup>3</sup> y, por otro lado, el movimiento de las presas mineras hubiera supuesto 750.000 m<sup>3</sup>. Al margen de los residuos de la bahía, si se hubiera pensado en el traslado a vertedero de las presas (una de las posibles opciones a contemplar como solución para algunos casos de presas abandonadas), hubiera bastado con un vertedero de menos de la mitad de altura (20 m o cinco recrecimientos), dado que las sucesivas fases de recrecimiento tenían cada vez menor superficie en planta (**Figura 60**).

Dejando a un lado los sistemas de impermeabilización del fondo y taludes de corta, los caballones de cierre se diseñaron para ser construidos con arcillas de préstamo, de calidad adecuada, cuya permeabilidad de diseño era inferior a 10<sup>-9</sup> m/s, compactados por medios mecánicos para obtener un mínimo del noventa y cinco por ciento (95%) del ensayo Proctor modificado. Dado que el espesor medio de estos caballones de cierre era superior a 5 m, no sería necesaria impermeabilización adicional. Sin embargo, para proporcionar continuidad a los trabajos y aumentar la seguridad del vertedero en lo relativo a su impermeabilización, se planificó de tal forma que, tanto los caballones como los taludes de la corta se impermeabilizaran mediante una combinación de arcillas de préstamo compactadas y geomembrana sintética de 1,5 mm de espesor, fabricada en polietileno de alta densidad (PEAD) y tratada con negro de humo. Es decir, las caras internas de los caballones llevarían una cobertura artificial adicional. Para proteger la lámina de objetos punzantes o cortantes que pudiera haber en los taludes de la corta, independientemente del control de calidad sobre la terminación de los mismos, se tenía previsto extender un geotextil de 200 g/m<sup>2</sup> de gramaje mínimo. Como ya se ha dicho, la inclinación de la cara interna de los caballones sería de 45° y la externa sería de ≈34°. La anchura en coronación se fijó en 4 m, suficiente para el extendido y compactación de las arcillas. Cada nuevo caballón se solaparía con el inferior dos metros en su coronación, dejando, por tanto, bermas de dos metros entre sucesivos caballones. El volumen total de caballones de cierre hubiera alcanzado unos 163.440 m<sup>3</sup>, a los que habría que añadir unos 68.000 m<sup>3</sup> más para la impermeabilización de los taludes de corta en forma aproximada de medios caballones. Entre cada fase de vertido (cuatro caballones, menos la última con solo tres), se ampliaría la berma a 12 m o más. Cada fase tendría drenajes de lixiviados,

cunetas perimetrales e impermeabilización independientes. El coste estimado actualizado de la construcción de los caballones de cierre, construidos con productos procedentes de préstamos, incluso preparación de la superficie, extendido de tongadas, con un espesor máximo de 30 cm y compactación mecánica, ascendía aproximadamente a 10 € el m<sup>3</sup>. Considerando la superficie vista en planta del conjunto de taludes y bermas de caballones (35.351 m<sup>2</sup>), resulta una valoración de 462.334 €/ha, con la disposición y características descritas. A esto habría que añadir el coste estimado para la colocación de la impermeabilización artificial de las caras internas.

Entre cada fase de relleno del vertedero se tenía previsto intercalar una sucesión de operaciones de sellado intermedio (que incluía a las bermas situadas entre esas fases). Estas operaciones consistían en: compactación, y colocación de geotextiles, geomembranas y capas drenantes. No obstante, desde el punto de vista de una hipotética aplicación a proyectos nuevos de rehabilitación de instalaciones mineras abandonadas, es más interesante poner atención en el sellado final. El sellado superficial de la última fase de vertido se planificó de la siguiente manera:

- El último medio metro de vertido, inmediatamente anterior a la clausura del vertedero, se efectuaría empleando material seleccionado procedente de las presas mineras, compactado al 95% del ensayo Proctor modificado.
- Inmediatamente sobre la capa anterior se colocaría geomembrana sintética de 1,5 mm de espesor, fabricada en polietileno de alta densidad (PEAD) tratada con negro de humo, soldada a la lámina de impermeabilización en taludes de corta y caballones, de forma que la lámina formara una gran bolsa englobando los residuos vertidos de forma completamente estanca, salvo en las salidas correspondientes a los drenajes de lixiviados previstos.
- Sobre la lámina se colocaría un geotextil de gramaje mínimo de 200 g/m<sup>2</sup> con el objeto de protegerla de posibles daños por los trabajos de clausura.
- Sobre la lámina se extendería y compactaría una capa de 0,5 m de espesor con arcillas de préstamos, de calidad adecuada, con permeabilidad inferior a 10<sup>-9</sup> m/s.
- Sobre la impermeabilización se colocaría un dren para aguas superficiales para proteger la impermeabilización de fenómenos de arrastre por escorrentía. Este drenaje se diseñó del siguiente modo: geotextil drenante (geodren) de gramaje

mínimo de 200 g/m<sup>2</sup>, capa drenante de material granular de 0,25 m de espesor, y geotextil drenante de gramaje mínimo de 200 g/m<sup>2</sup> para evitar la colmatación de la capa drenante.

Como es lógico, la identificación del geotextil en base al gramaje, solo permite la identificación rápida del material, cuyas características de resistencia a la tracción, alargamiento, punzonamiento estático, perforación dinámica, permeabilidad al agua y resistencia a compuestos químicos se detallaban en el correspondiente pliego de especificaciones técnicas. La **Tabla 43** muestra una estimación de costes por hectárea de las tareas que han sido comentadas más arriba, correspondientes al sellado de la plataforma superior del vertedero. Puede observarse que la aplicación de fórmulas de sellado con diseños basados en la práctica habitual aplicable a vertederos supone un salto muy importante en el nivel de costes, si bien, en determinados casos, no ha de descartarse la necesidad de aplicar este tipo de soluciones. Las necesidades de impermeabilización dependerán de las características de los residuos. Para residuos no peligrosos, es esperable que los costes alcancen 170.000 €/ha, por ejemplo para una secuencia tal como: tierras de regularización, geotextil, geomembrana y geodren (instaladas en orden ascendente). Si se sustituyen las capas artificiales por materiales naturales, se puede llegar a 335.000 €/ha, en el caso de disponer de tierras de regularización, geotextil, capa de arcilla, geotextil, capa de gravas y geotextil (también instaladas en orden ascendente). Obviamente, este coste es únicamente orientativo, puesto que puede variar mucho en función de la disponibilidad de materiales y de las especificaciones técnicas. En ambos casos, sobre las capas de sellado se debe contemplar el aporte de tierras para revegetación. Una secuencia del segundo tipo, dimensionada para residuos peligrosos, podría suponer hasta 480.000 €/ha, aunque igualmente es un coste que puede variar con el diseño final multicapa y de las especificaciones técnicas (A. Vicente, comunicación personal, 6 de marzo de 2017).

Actuación	Coste (€/ha)
Extendido y compactado de capa de 0,5 m de materiales procedentes de las presas mineras, empleando un tractor de cadenas mediano con scraper, una motoniveladora de 80 CV y una apisonadora-vibradora de 12 t	6.200
Colocación de geomembrana plástica de polietileno de alta densidad (PEAD), tratada con negro de humo, de 1,5 mm de espesor. Totalmente instalada, incluyendo la apertura y relleno de zanjas para anclaje.	76.600
Colocación de geotextil de polipropileno no tejido de gramaje 200 g/m <sup>2</sup>	28.200
Extendido y compactado de capa de arcilla, de 0,5 m de espesor, construida con productos de préstamos, incluida compactación mecánica para obtener un mínimo del noventa y cinco por ciento (95 %) del ensayo Proctor modificado	70.000
Colocación de geotextil de polipropileno no tejido de gramaje 200 g/m <sup>2</sup>	28.200
Extendido de capa drenante formada por grava y gravilla seleccionada, de 0,25 m de espesor	60.000
Colocación de geotextil de polipropileno no tejido de gramaje 200 g/m <sup>2</sup>	28.200
<b>Total</b>	<b>297.400</b>

**Tabla 43.** Estimación económica actualizada del coste por hectárea de las operaciones de sellado de la plataforma superior del vertedero proyectado en la corta Gloria Este.

Además de lo mencionado hasta aquí, que entraría dentro de las operaciones de explotación y clausura, se planificaron una serie de actuaciones orientadas a establecer un tipo de vegetación autóctona, con carácter protector e integrador. La superficie externa total del vertedero, en planta, hubiera alcanzado 66.781 m<sup>2</sup>, de los cuales 24.260 m<sup>2</sup> corresponderían a terreno en pendiente y 42.521 m<sup>2</sup> a superficies llanas o casi llanas. Sobre toda la superficie final, incluidos los taludes y bermas del sistema de caballones de cierre, se tenía previsto aportar una capa de materiales seleccionados para soportar la vegetación a establecer. Hay que tener en cuenta que, una vez construida una fase completa, y dado que las bermas entre caballones hubieran sido de 2 m de anchura, la posibilidad de servirse de ellas para efectuar labores de rehabilitación era muy reducida, especialmente para la puesta en obra de los materiales y extendido mecanizado del sustrato que se tenía pensado aportar. Por ello, se consideró que cada uno de los caballones, junto con la berma inmediatamente superior, debía considerarse una unidad de restauración sobre la que era perfectamente posible efectuar las operaciones de creación de un suelo o sustrato artificial durante la correspondiente operación de llenado del vaso de vertido

correspondiente a ese caballón, o inmediatamente después. Ante la imposibilidad de obtener materiales edáficos en las cantidades que serían necesarias, se decidió, después de una serie de ensayos, importar materiales para la creación de un sustrato obteniéndolos en unas escombreras de filitas grises (**Figura 61**), las cuales son abundantes en las cercanías de la corta Gloria-Este.



**Figura 61.** Escombreras de filitas grises próximas a la corta Gloria Este (en primer término). Se puede observar un cierto grado de colonización vegetal espontánea, en las zonas menos compactadas y de menor pendiente, destacando algunos ejemplares de pino carrasco. Al fondo, a la izquierda, se ve la Bahía de Portmán.

Atendiendo a los aspectos: pedregosidad, textura, erodibilidad, capacidad de almacenamiento de agua, pH, metales pesados extraíbles y capacidad de intercambio catiónico, se concluyó que los estériles mineros formados preferentemente por filitas grises eran adecuados como material base para la construcción de un sustituto de suelo o un suelo artificial, al no presentar limitaciones importantes, en comparación con otros materiales estudiados (lodos mineros, un suelo natural y estériles de corta). En esencia se planteaba la creación de un tecnosol diseñado, es decir un suelo desarrollado sobre sustratos no tradicionales y en gran parte originado como consecuencia de la actividad humana intensiva (IUSS, 2006), en la que su estructura y composición estaban predeterminadas sobre la base de residuos mineros de carácter



no tóxico (sustitutos de suelo). Como es sabido, los tecnosoles pueden estar compuestos de varios materiales, ya sea de forma intencionada o no, algunos de los cuales pueden no tener equivalente en la naturaleza: materiales tecnogénicos, es decir, artefactos, aunque lo corriente en áreas mineras es que predominen materiales procedentes de la excavación de suelos y rocas. Considerando la distribución de la precipitación y la evapotranspiración en la zona, se ajustó a 80 cm el espesor de recubrimiento. La mejora del contenido en materia orgánica de estos materiales se planificó empleando aportes de 30.000 kg por ha de superficie en planta, de estiércol maduro con cama de ganado ovino. El estiércol de ovino era el que presentaba mayores posibilidades de encontrarse en el mercado murciano y es un material apropiado por dejar a medio plazo un buen residuo húmico de carácter bastante permanente. El objetivo de la adición de estiércol era proporcionar un cierto nivel de materia orgánica, aunque fuera muy bajo, que pudiera permitir una cierta mejora de la estructura por agregación. La enmienda orgánica podría ser esparcida en las bermas mayores y plataforma superior utilizando un remolque distribuidor de estiércol de descarga trasera. Sin embargo, dado que en ese caso sería necesario realizar carga al remolque desde el punto en que se depositara el estiércol servido, se pensó en mezclar el estiércol con los materiales filíticos destinados a formar la capa superior del tecnosol. Por ello se planificó la recepción del estiércol en el punto de toma de los materiales filíticos, donde se mezclaría con los mismos para después realizar el aporte conjuntamente. La gran desproporción de volúmenes de ambos tipos de materiales aconsejaba que esta mezcla se hiciera solo con la última capa de filitas, las cuales además, deberían distribuirse lo más uniformemente posible en superficie. Este sistema es prácticamente el único factible en las bermas menores y taludes.

A la incorporación de materia orgánica para la mejora de las propiedades del sustrato descrita anteriormente, se añadía con posterioridad a su extendido, un abonado de fondo, consistente en 390 kg/ha de  $P_2O_5$  y 1.200 kg/ha de  $K_2O$ , empleando sulfato potásico y fosfato diamónico, con lo que se aportaría también algo de N. El reparto de los abonos hubiera sido manual en los caballones y bermas menores y mecanizado en el resto de superficies. En estas, era posible, además, realizar un pase de grada, con objeto de incorporar los abonos minerales en la capa superficial. Estas operaciones hubieran

completado el proceso de creación de un suelo artificial mediante el enriquecimiento de los materiales filíticos. Todas ellas, como se ha dicho se hubieran realizado ligeramente retrasadas en el tiempo con respecto a la construcción del vertedero y su sellado.

Dado que la finalización de dichas operaciones podía no coincidir con una época favorable a la implantación de vegetación, también se contempló la utilización de materiales fibrosos de lenta descomposición para la creación de un acolchado o mulch protector. Para las plataformas y bermas mayores del vertedero, se consideró suficiente aportar un mulch de paja eficientemente distribuido a razón de 3.000 kg/ha, lo que puede proporcionar una cobertura próxima al 80%. Sobre los taludes se tenía previsto colocar un material que proporcionara un muy elevado grado de protección, seleccionando la red de yute. Estos materiales permiten la realización de labores de implantación de vegetación tanto antes como después de la instalación de la red y han sido ampliamente utilizadas con la técnica de hidrosiembra. Las necesidades totales de material alcanzaban los 10.600 kg de paja troceada y un total de 37.000 m<sup>2</sup> de red de yute (22.200 kg), incluyendo la superficie del apoyo en la base del primer caballón. La estimación de los costes de dichas operaciones se muestra en las **Tablas 44 y 45**.

<b>Actuación</b>	<b>Coste (€/ha)</b>
Carga, transporte y extendido de capa de 0,8 m de materiales procedentes escombreras de filitas grises, empleando dos palas cargadoras y dos volquetes	11.690
Carga, transporte y extendido de capa superficial de materiales procedentes escombreras de filitas grises mezclados con estiércol en punto de carga, empleando dos palas cargadoras y dos volquetes	1.140
Abonado de fondo con abonadora centrífuga acoplada a tractor agrícola de 80 CV, aportando 2.400 kg/ha de sulfato potásico y 850 kg/ha de fosfato diamónico	1.760
Gradeo con grada de púas arrastrada por tractor agrícola de 70 CV	33
Cubrición manual de la superficie con mulch de paja, incluyendo transporte a pie de obra con camión auxiliar	18.900
<b>Total</b>	<b>33.523</b>

**Tabla 44.** Estimación económica actualizada del coste por hectárea de las operaciones de preparación de un sustrato a base de filitas grises, enriquecido con estiércol y fertilizantes, y protegido con mulch de paja sobre la superficie de la plataforma superior y bermas mayores del vertedero proyectado en la corta Gloria Este.

Actuación	Coste (€/ha)
Carga, transporte y extendido de capa de 0,8 m de materiales procedentes escombreras de filitas grises, empleando dos palas cargadoras y dos volquetes	11.690
Carga, transporte y extendido de capa superficial de materiales procedentes escombreras de filitas grises mezclados con estiércol en punto de carga, empleando dos palas cargadoras y dos volquetes	1.140
Abonado de fondo realizado de forma manual, incluyendo rastrillado de la superficie, aportando 2.400 kg/ha de sulfato potásico y 850 kg/ha de fosfato diamónico	3.000
Suministro e instalación red de yute, incluyendo medios auxiliares	42.000
<b>Total</b>	<b>57.830</b>

**Tabla 45.** Estimación económica actualizada del coste por hectárea medida en planta de las operaciones de preparación de un sustrato a base de filitas grises, enriquecido con estiércol y fertilizantes, y protegido con red de yute, sobre la superficie de los taludes de caballón y bermas menores del vertedero proyectado en la corta Gloria Este.

Una vez realizada la cubrición del vertedero con un sustrato y estando éste protegido, se podría haber realizado la implantación de vegetación en la época más favorable. Como en otros proyectos de este tipo, se optó en una primera fase por la siembra (e hidrosiembra) de una mezcla de semillas de gramíneas y leguminosas, con semillas inoculadas con las correspondientes cepas de *Rhizobium* (ver **Tabla 46**). La época de siembra se planteó para la segunda quincena de octubre, en la que no es previsible que haya heladas y se acerca el inicio del periodo en el que la precipitación supera a la evapotranspiración. Las superficies llanas de las bermas mayores y de la plataforma superior hubieran permitido la realización de siembra agrícola convencional, empleando una sembradora centrífuga con pantallas para limitar la siembra a una banda de 2 m de anchura. Por el contrario, existían razones de accesibilidad y operatividad que determinaron la selección del método de hidrosiembra en las bermas menores y taludes. Esta hubiera sido perfectamente posible desde las bermas mayores y la base del vertedero, siempre y cuando la mezcla acuosa fuera distribuida mediante una manguera o el alcance del cañón superara los 35 m. La mezcla de la **Tabla 46** se hubiera aplicado, tanto en las superficies a hidrosemar como en las destinadas a siembra convencional, pero incrementando la dosis con el sistema de hidrosiembra hasta el 150%, realizando dos pasadas, separadas unos 15-20 días.

Espece	kg/ha	g/m <sup>2</sup>
<i>Agrostis stolonifera</i>	10	1,0
<i>Cynodon dactylon</i>	10	1,0
<i>Dactylis glomerata</i>	10	1,0
<i>Lolium rigidum</i>	15	1,5
<i>Lathyrus aphaca</i>	30	3,0
<i>Vicia monanthos</i>	25	2,5
Total gramíneas	45	4,5
Total leguminosas	55	5,5
TOTAL PRATENSES	100	10

**Tabla 46.** Dosis de semillas para la mezcla de siembra planificada en la recuperación del vertedero proyectado en la corta Gloria Este (La Unión, Murcia).

Las labores preparatorias para la siembra solo hubieran sido posibles en la plataforma superior y bermas mayores. En estas superficies se planificaron labores convencionales agrícolas siguiendo la siguiente secuencia de operaciones:

- Desfonde con arado de vertedera para descompactar la superficie del terreno y realizar un volteo de manera que el mulch de paja no dificultaría el abonado y la siembra.
- Gradeo con grada de discos: persigue la rotura de los terrones que pueden haber quedado en superficie después del desfonde, así como la nivelación y el relleno de huecos con partículas de suelo para impedir una rápida desecación.
- Abonado: pretende cubrir las necesidades de la formación herbácea a implantar en lo que respecta a nitrógeno, fósforo y potasio para un ciclo de crecimiento, añadiendo un exceso de nitrógeno con objeto de favorecer la descomposición del mulch de paja. La fórmula de abonado consistía en 460 kg/ha de abono complejo 12-24-8, 160 kg/ha de fosfato diamónico y 120 kg/ha de sulfato potásico. La operación se podría realizar con una abonadora centrífuga con pantallas para limitar la anchura de trabajo a 2 m en las bermas.
- Gradeo con grada de púas para incorporar los fertilizantes dentro de los primeros centímetros de espesor, mediante la mezcla con las partículas de suelo.

En las zonas que se iban a hidrosebrar, al tener la superficie cubierta con red de yute, no se consideró necesario aportar mulch. Los elementos que formarían el caldo de hidrosiembra, además de la semilla eran:

- Fertilizante: empleando la misma dosis y los mismos tipos de fertilizantes que en el abonado de las superficies llanas. Los abonos citados son perfectamente solubles. La dosis de abonado era 46 g/m<sup>2</sup> de abono complejo 12-24-8, 16 g/m<sup>2</sup> de fosfato diamónico y 12 g/m<sup>2</sup> de sulfato potásico.
- Agente estabilizador de suelos consistente en un hidrosilicato a razón de 150 g/m<sup>2</sup> de producto seco.
- Adhesivo artificial a razón de 60 g/m<sup>2</sup>, en forma de dispersión, o de 30 g/m<sup>2</sup>, en forma de emulsión.

En la primera pasada se tenía previsto aportar el 100% de los materiales y en la segunda el 50% con la misma dosis de agua (2 L/m<sup>2</sup>).

Una vez efectuadas las siembras se dejaría transcurrir el ciclo vegetativo de la formación herbácea y, de nuevo en la época climatológicamente más favorable, se hubiera iniciado la fase posterior de introducción de vegetación leñosa mediante plantaciones. La época de plantación elegida comprendía el período entre 15 de octubre y 15 de noviembre. Se seleccionaron especies que están presentes de modo espontáneo en la zona, es decir, autóctonas, o que, siendo introducidas, están claramente naturalizadas. Así mismo, se trató de potenciar el empleo de especies endémicas. Las composición de especies seleccionada fue: 200 unidades de *Tetraclinis articulata* (araar o sabina mora), 200 de *Pinus halepensis* (pino carrasco), 20 de *Ceratonia silicua* (algarrobo, garrofera), 40 de *Ficus carica* (higuera), 100 de *Olea sylvestris* (acebuche, olivo silvestre), 300 de *Rhamnus lycioides* (espino negro), 130 de *Quercus coccifera* (coscoja), 130 de *Pistacia lentiscus* (lentisco), 700 de *Chamaerops humilis* (palmito), 500 de *Periploca augustifolia* (cornical), 120 de *Spartium junceum* (gayomba, retama de flor), 500 de *Genista umbellata* (bolina), 500 de *Coronilla juncea* (coronilla), 500 de *Anthyllis cytisoides* (albaida), 300 de *Stipa tenacissima* (esparto), 300 de *Atriplex halimus* (salado), 300 de *Rosmarinus officinalis* (romero) y 140 de *Lonicera implexa* (madreselva). En total se planificó la plantación de unas 4.980

plantas, lo que supone una media cercana a 750 plantas por hectárea, sobre la superficie medida en planta de todo el vertedero.

Dadas las características climáticas de la zona (clima Mediterráneo semiárido) y las pendientes de los taludes, se puso bastante esmero en detallar las labores de plantación. Esta se planificó para ser realizada en una disposición irregular, con apertura manual del hoyo y la aplicación de una serie de tratamientos y cuidados. Primero, al realizar la apertura de hoyo podía ser necesario cortar una porción suficiente de la red de yute, siempre que la descomposición de la misma no hubiera avanzado lo suficiente como para romperse con los golpes de pico o azada. Se planteó el aporte de abono en el interior del hoyo para favorecer un rápido crecimiento durante las primeras fases (2 kg de abono complejo 8-15-15 en cada hoyo de plantación), mezclando con la tierra extraída del hueco creado. Se pensó que podía ser importante plantar con creación de alcorques, que quedarían abiertos por el lado donde pudieran recibir agua de escorrentía. Durante el relleno del hoyo de plantación, un poco antes de alcanzar el nivel definitivo de llenado, se planteó el aporte de acondicionador de suelos consistente en un producto a base de sílice coloidal con elevado contenido en fósforo o similar, a razón de unos 60 g/hoyo de plantación y espolvoreando sobre la superficie. Además, se pensó en extender una capa circular de paja troceada a razón de 1 kg/hoyo de plantación, con el objetivo de formar una bolsa permeable que pudiera permitir la infiltración por gravedad, e impedir la evaporación por rotura de la capilaridad. Una vez aportada la paja se completaría el relleno con tierra y se daría forma a los bordes del alcorque. Se planificó un riego de cada hoyo de plantación con 10 L de agua inmediatamente después de plantar, y un segundo riego de 5 L por hoyo varios días después.

Una valoración económica de todo el conjunto de operaciones previas a la introducción de vegetación, junto con las siembras y plantaciones, se detalla en las **Tablas 47 y 48**, distinguiendo las superficies de plataforma superior y bermas mayores de las del conjunto de taludes y bermas menores.

<b>Actuación</b>	<b>Coste (€/ha)</b>
Desfonde con arado de vertedera acoplado a tractor agrícola de 80 CV	68
Pase de grada de discos arrastrada por tractor agrícola de 80 CV	68
Abonado de presiembra, aportando 460 kg/ha de abono complejo 12-24-8, 160 kg/ha de fosfato diamónico y 120 kg/ha de sulfato potásico, con abonadora centrífuga acoplada a tractor agrícola de 80 CV	520
Gradeo con grada de púas arrastrada por tractor agrícola de 70 CV	33
Siembra con sembradora centrífuga acoplada a tractor agrícola de 80 CV, de mezcla de semillas según proyecto	704
Gradeo con grada de púas arrastrada por tractor agrícola de 70 CV	33
Plantaciones según lo establecido en el proyecto, incluyendo materiales a pie de obra, apertura de hoyos, abonado, tapado y riego de plantación	10.474
Riego posterior a la plantación utilizando una cisterna tirada por tractor	469
Plantaciones según lo establecido en el proyecto, incluyendo materiales a pie de obra, apertura de hoyos, abonado, tapado y riego de plantación, para reposición de marras	6.124
<b>Total</b>	<b>18.493</b>

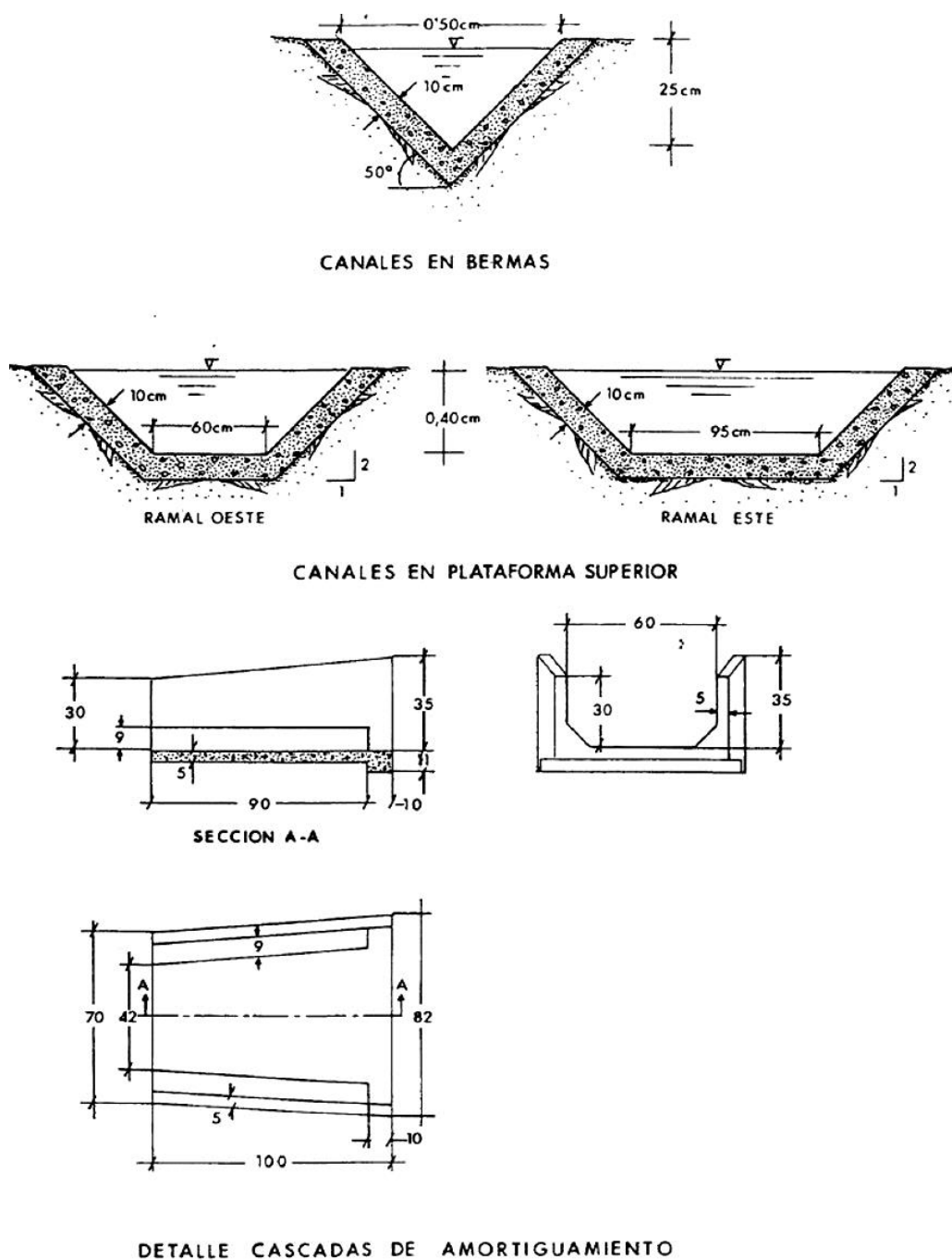
**Tabla 47.** Estimación económica actualizada del coste por hectárea de las operaciones de preparación del terreno para la siembra, y labores de implantación de vegetación con carácter protector, sobre la superficie de la plataforma superior y bermas mayores del vertedero proyectado en la corta Gloria Este.

<b>Actuación</b>	<b>Coste (€/ha)</b>
Hidrosiembra, mediante hidrosembradora de 7000 L de capacidad, aportando 100 kg/ha de semillas herbáceas, fertilizantes, según proyecto, a razón de 74 g/m <sup>2</sup> , agente estabilizador de suelos a razón de 150 g/m <sup>2</sup> de producto seco, y adhesivo artificial a razón de 60 g/m <sup>2</sup>	17.873
Hidrosiembra, mediante hidrosembradora de 7000 L de capacidad, aportando 50 kg/ha de semillas herbáceas, fertilizantes, según proyecto, a razón de 37 g/m <sup>2</sup> , agente estabilizador de suelos a razón de 75 g/m <sup>2</sup> de producto seco, y adhesivo artificial a razón de 30 g/m <sup>2</sup>	10.801
Plantaciones según lo establecido en el proyecto, incluyendo materiales a pie de obra, apertura de hoyos, abonado, tapado y riego de plantación	12.675
Riego posterior a la plantación utilizando una cisterna tirada por tractor	469
Plantaciones según lo establecido en el proyecto, incluyendo materiales a pie de obra, apertura de hoyos, abonado, tapado y riego de plantación, para reposición de marras	4.378
<b>Total</b>	<b>46.196</b>

**Tabla 48.** Estimación económica actualizada del coste por hectárea medida en planta de las operaciones de implantación de vegetación con carácter protector, sobre la superficie de las bermas menores y taludes de caballón del vertedero proyectado en la corta Gloria Este.

La escorrentía superficial que se generaría en la superficie del vertedero se recogería en canales y bajantes establecidos sobre las filitas grises de recubrimiento. Para ello, las bermas tendrían una contrapendiente que permitiría la recogida del agua de las mismas en la línea de unión con los caballones. Dichos canales hubieran tenido salida por los dos lados del vertedero, por lo que, desde la mitad aproximada de la línea de unión caballón-berma, habría de dar a los mismos pendiente hacia los laterales. Allí sería recogida por bajantes en los dos laterales del vertedero (**Figura 60**), que irían adosadas a los taludes rocosos de la corta. Por ello la contrapendiente de las bermas en la cercanía de los mismos debía modificarse para impedir acumulaciones de agua. Las dimensiones de los mismos se calcularon utilizando un periodo de retorno de 200 años, y pueden apreciarse en la **Figura 62**. Los canales se diseñaron para ser recubiertos de hormigón y las bajantes mediante piezas prefabricadas recibidas sobre hormigón. Las bajantes hubieran terminado su recorrido en arquetas, las cuales permitirían el empalme con tubos de hormigón enterrados. El tubo de desagüe para el drenaje de la zona oriental sería de 60 cm de diámetro, y el de la zona occidental sería de 50 cm de diámetro. El coste total actualizado de todo el sistema de drenaje superficial hubiera rondado el valor de 70.000 €.





**Figura 62.** Detalle de los canales y bajantes (cascadas de amortiguamiento) diseñados para la evacuación de la escorrentía superficial del vertedero proyectado en la corta Gloria Este.

***Análisis crítico de las medidas descritas***

Ya se mencionó que la justificación de la construcción del vertedero era el confinamiento de los residuos de la Bahía de Portmán y que, posiblemente, los

residuos presentes en las presas del entorno podrían admitir un proceso de fitoestabilización. Verdaderamente, esto no es posible afirmarlo con seguridad sin un conocimiento más completo de las características de los mismos, lo que permite resaltar la importancia de esa caracterización previa a la toma de decisiones, a la vista de los costes que hubiera supuesto la solución adoptada en el proyecto al que se está haciendo referencia. Al margen de esto, y dando por buena la necesidad de un sistema de impermeabilización y confinamiento como el que se diseñó para este caso, hay un detalle constructivo que es el origen de las principales dudas sobre la estabilidad a largo plazo: la conformación de la cara externa de los caballones de arcilla con un ángulo de  $\approx 33^\circ$ . Este tipo de superficies, si no se tratan, pueden actuar como planos de discontinuidad y ser la causa de deslizamientos a lo largo de ellas, en este caso de la capa de filitas grises. El alto grado de impermeabilización que suponen los caballones, máxime si se tiene en cuenta el recubrimiento interior con geomembrana, hubiera aconsejado un escarificado de la superficie externa (a 5-10 cm de profundidad), sin gran menoscabo de la capacidad impermeabilizante. Sin embargo, por las características de las bermas menores (de tan solo 2 m de anchura), este escarificado hubiera tenido que realizarse manualmente, lo que hubiera supuesto el empleo de mucha mano de obra.

Otra posible actuación encaminada a incrementar la estabilidad hubiera sido la instalación de una geomalla de alta resistencia a la tracción y elevada rugosidad en el contacto entre la arcilla y las filitas grises, lo que podría suponer un elevado coste añadido a la obra (alrededor de 12-15 €/m<sup>2</sup>). Este tipo de geosintéticos son habituales cuando se pretende reducir las posibilidades de ruptura y deslizamiento de las capas de cobertura en vertederos con pendientes superiores a 27°, aumentando el coeficiente de rozamiento entre capas. Toda trabazón posterior que pudiera producirse entre la geomalla y las raíces que alcancen la profundidad a la que la misma estuviera colocada generaría un incremento de la resistencia al esfuerzo cortante de la masa de filitas grises revegetada.

También podría servir para mejorar la estabilidad la instalación de muros de sostenimiento, situados en la base de los caballones, a base de gaviones construidos

con anterioridad a la aportación del material filítico. Esta actuación podría plantearse, si no para todas las bermas, por lo menos para las mayores. Esto podría suponer unos 600 gaviones de 2 m<sup>3</sup> (2m × 1m × 1m) a razón de aproximadamente 90 € el m<sup>3</sup>, considerando que el material de relleno de los mismos puede obtenerse en escombreras cercanas.

Al margen de todo lo anterior, merece la pena destacar todo lo que se refiere a la selección de un material estéril de mina como base para la creación de un sustrato o suelo artificial. Sin olvidar que hubiera sido deseable una caracterización más completa de los mismos (incluyendo parámetros geotécnicos), el planteamiento general de emplear los estériles mineros conocidos como filitas grises podría ser válido para crear coberturas de suelo sobre las numerosas presas mineras abandonadas de la zona y es un tema que merecería ser estudiado con mayor profundidad.

En lo que se refiere a la selección de especies y las fórmulas para el establecimiento de la vegetación, poco se puede decir. En principio la selección de especies es bastante realista para las condiciones de sequía del medio, y los procedimientos de siembra y plantación son cuidadosos. Tal vez hubiera sido interesante considerar y analizar la posibilidad de plantar estaquillas en los taludes, sobre la red de yute ya instalada. Ciertamente, los materiales vegetales vivos para este tipo de práctica deben recolectarse preferentemente a partir de las plantas autóctonas o naturalizadas existentes cerca del área de actuación, o razonablemente próximas a la misma, por lo que la posibilidad de encontrar grandes cantidades no es alta. Dado el clima de la zona hubiera sido algo también complicado encontrar la época apropiada (en parada vegetativa), por la benignidad del invierno. Sin embargo, con una buena planificación, puede ser factible obtener algunos cientos de estaquillas de especies con potencial capacidad de enraizamiento: *Tamarix gallica*, *Tamarix africana*, *Tamarix canariensis*, y, por qué no también, *Olea europaea* var. *sylvestris* (o incluso olivos cultivados) y *Ficus carica*.

No hay que olvidar que la opción de la estabilización a largo plazo mediante la implantación de una cubierta vegetal autosostenible es posiblemente la mejor opción,

siempre que el terreno y el clima lo permitan. En el caso descrito, incluso suponiendo que el arraigo de la vegetación fuera bueno, la cuestión clave es si el desarrollo hubiera sido lo suficientemente rápido como para proporcionar una estabilización suficiente y si ésta queda garantizada a largo plazo. Con base en los resultados de varios estudios (Nelson *et al.*, 1983), es poco probable que una cubierta vegetal introducida sea capaz de proteger contra la erosión a largo plazo, especialmente en pendientes fuertes situadas en lugares áridos, donde la cubierta vegetal natural es inferior al 30-50 por ciento. En tales casos, existe la posibilidad de confiar a una cubierta de suelo-vegetación la protección de las zonas llanas o de baja pendiente, y recubrir con mulch de piedra o enrocado las de gran pendiente. En general los criterios de diseño para tales capas de roca son semejantes a los que se emplean para el revestimiento de canales abiertos. Se recomienda la instalación de una capa de filtro compuesto por arena o gravilla bien graduada como base de la capa de piedras. Aunque el costo inicial de este método de control de la erosión es muy elevado (pudiendo superar 40 €/t colocada), podría ser rentable a la larga si se tiene en cuenta que cualquier otro sistema puede requerir un mantenimiento prolongado. Amponsah-Dacosta (2015) ha llamado la atención sobre el interés que diferentes tipos de coberturas de grava o roca machacada pueden tener para la defensa contra la erosión en instalaciones de residuos mineros de flotación, aunque también recalca la necesidad de desarrollar guías técnicas sobre el espesor de las capas y las características de los materiales, en función de las características de los taludes. De todos modos, hay que señalar que ya Abt *et al.* (1988) mostraron cómo una mezcla de roca/suelo o un suelo muy pedregoso tienen características de estabilidad similares a una capa de enrocado limpio, y que en la selección de los materiales filíticos se consideró el contenido en elementos gruesos (46 %), y se valoró el efecto protector de los mismos como criterio a favor para la selección de dichos materiales.

En relación con lo anterior, se puede criticar que no se diseñara un sistema de retención de sedimentos aguas abajo, pues, cuando menos durante la ejecución de las obras de construcción y explotación, puede considerarse muy probable una generación de sedimentos importante. Sin embargo, es cierto que en el camino que seguirían las aguas desde la base de Gloria Este está la corta San José, que podría hacer

las funciones de una gran trampa de sedimentos, o facilitar el diseño y construcción de un sistema de retención de sedimentos.

## **6. 2. SÍNTESIS FINAL DE LA REVISIÓN**

Como es lógico, las condiciones específicas de cada instalación de residuos abandonada sobre la que se considere necesario acometer un proyecto de rehabilitación serán las que determinarán qué tipo de actuaciones pueden resultar adecuadas. Sin embargo, con la revisión de casos realizada (limitada a seis casos), es posible reconocer la mayoría de las actuaciones que, con las pertinentes adaptaciones y combinadas adecuadamente, pueden ser claramente aplicables para las situaciones que suelen presentarse en dichas instalaciones de residuos mineros abandonadas. Se ha comprobado que los principios en los que se basan estas actuaciones tienen orígenes diversos, incluyendo diferentes ramas de la ingeniería, con aportaciones también de la disciplina de restauración ecológica.

Los mayores condicionantes de las instalaciones de residuos mineros abandonadas son la pendiente de los taludes de muchas de ellas, y las características físico-químicas de los residuos. De hecho, ambos aspectos están en el origen de los riesgos que las hacen merecedoras de tomar medidas de rehabilitación, las cuales deben orientarse, en primer lugar, a la reducción de los niveles de riesgo hasta límites aceptables. No cabe duda que muchas de las actuaciones incluidas en la revisión realizada pueden tener utilidad para ello.

Nuevamente, se puede afirmar que una de las primeras actuaciones que conviene analizar en un proyecto de rehabilitación de una instalación de residuos mineros es la necesidad de acometer una remodelación topográfica. El coste de la misma depende del volumen de residuos a mover y de la complejidad de dichos movimientos, así como de la topografía final que garantice la estabilidad física a largo plazo. En este punto es importante resaltar que, en numerosas ocasiones, los proyectos de restauración minera no contemplan más allá de la remodelación necesaria para cumplir parámetros de estabilidad geotécnica, olvidando los posibles procesos erosivos, que a la larga son

tan importantes o más para la estabilidad de la instalación. De hecho, es muy probable que el estado erosivo en el que se encuentran algunas instalaciones abandonadas obligue por sí solo a importantes movimientos de tierra para remodelar los taludes. Además, la remodelación tendente a formas más suaves que las necesarias desde la posibilidad de rotura de taludes, incide en la economía de casi todas las operaciones posteriores incluidas en el proyecto. No obstante, la remodelación se enfrenta a numerosos condicionantes y no siempre es factible, o no siempre es posible la optimización. Sin embargo, siempre que la limitación sea exclusivamente económica, habrá que tener en consideración el abaratamiento que supone para otras operaciones posteriores y el aumento de las posibilidades de éxito de las mismas.

Otro aspecto que ha sido considerado en la revisión realizada es el control de la escorrentía superficial. La implantación de infraestructuras de drenaje de aguas de escorrentía puede considerarse, en sí misma, una acción correctora de las instalaciones de residuos mineros, influyendo en la reducción de la generación de lixiviados por infiltración de las aguas de escorrentía a través de la masa de residuos, disminuyendo los procesos de erosión y contribuyendo a mejorar la estabilidad estructural de las instalaciones (Vicente, 2015). Ligado al sistema de control de la escorrentía superficial debería considerarse, siempre que las particularidades de la instalación y la envergadura de los movimientos de tierra necesarios lo aconsejen, un sistema de retención de sedimentos, el cual puede combinarse con un sistema de tratamiento pasivo de aguas, cuando éste sea necesario. Por ejemplo, el sistema de tratamiento de aguas proyectado para el Vacío Marginal (Minas de Ríotinto), que ha sido comentado, incluye sistemas de decantación de hormigón y lagunas, que aunque están pensados para favorecer procesos de precipitación también pueden permitir una sedimentación de sólidos en suspensión.

Las características geoquímicas de los residuos condicionan claramente las opciones de rehabilitación, y determinan qué tipo de estrategia conviene en cada caso, ya sea el establecimiento de vegetación estabilizadora, o fitoestabilización, la necesidad de cubrir los residuos con coberturas aislantes, o la búsqueda de suelos o sustitutos de suelo que permitan la implantación de vegetación. Lo ideal sería encontrar una

solución como la adoptada en la Represa III, en la que una simple siembra de semilla de pino ha llevado a la formación de un pinar. No obstante, nunca debe descartarse que puedan estar ocurriendo efectos indeseables, y no estaría de más controlar algunos parámetros que permitieran tener la seguridad de que no existe un riesgo de movilización de elementos tóxicos hacia las cadenas tróficas y otros compartimentos ambientales.

Cuando los residuos mineros no son un medio totalmente adecuado para soportar vegetación, lo más habitual ha sido intentar modificar sus características físicas y químicas mediante enmiendas orgánicas, encalados o fertilización. Sin embargo, estas prácticas no siempre son suficientes, existiendo limitaciones técnicas y de coste cuando se superan ciertos umbrales en los niveles de toxicidad, o cuando las carencias son excesivas. En este punto empiezan las posibilidades de aplicación de todas las diferentes fórmulas que buscan la cubrición de los residuos. En climas secos, sobre todo, se está imponiendo una solución interesante que consiste en aprovechar los efectos de barrera capilar (las llamadas coberturas de almacenamiento y descarga), que permiten limitar la infiltración del agua. Normalmente, se diseñan para que el efecto deseado se genere por la combinación de clima-suelo-vegetación, para lo cual es necesario también que sean capaces de sostener vegetación. Están por tanto en la frontera del diseño clásico de coberturas de sellado (*covers*) y el diseño de tecnosoles. En principio, los costes de construcción son potencialmente más bajos que los de las coberturas más tradicionales basadas en materiales (naturales y/o geosintéticos) con una baja conductividad hidráulica saturada. Finalmente, en todo caso, existe una dependencia importante de la disponibilidad de materiales adecuados. Sin embargo, la cubrición de residuos en el propio emplazamiento sigue siendo mucho más rentable que las alternativas de transporte y confinamiento en otro lugar. La estabilidad a largo plazo, en la que influye extraordinariamente la resistencia que el conjunto pueda tener tanto a movimientos en masa como procesos erosivos, es otro aspecto fundamental y muy ligado a la topografía, por lo que una remodelación previa puede abaratar mucho la ejecución de estas soluciones cuando se consideran imprescindibles.

No hay que descartar que, en algún caso, sea aconsejable el sellado de los residuos mineros mediante sistemas de impermeabilización semejantes a los empleados en vertederos, haciendo uso de diferentes disposiciones de capas de arcilla, geocompuestos bentoníticos o geomembranas, junto a las capas asociadas: drenantes, de filtro, de refuerzo, etc. La revisión del proyecto de restauración del vertedero proyectado en la corta Gloria Este permite comprender las dificultades técnicas e ilustra sobre los elevados costes de este tipo de soluciones, a lo que se suma la obligatoriedad de planificar actividades de control y vigilancia también costosas y dilatadas en el tiempo.

Como se ha mostrado, incluso en los proyectos que contemplan el sellado, se suele añadir una cubierta final de materiales aptos para soportar vegetación como elemento final de estabilización y protección. En esencia, esto implica aportar o extender capas de suelos naturales o capas de materiales que puedan considerarse sustitutos de suelo en sentido edafológico. Normalmente la disponibilidad de materiales con potencial para sostener un cierto grado de crecimiento vegetal no impide que sea necesario, también, modificar en algún grado sus características, de la misma manera que se hace con los propios residuos mineros cuando ofrecen la posibilidad de ser revegetados directamente. Otra opción, que adquiere mayor peso en condiciones de aridez, es un recubrimiento final que prescinde de la vegetación y busca la resistencia a largo plazo frente a la erosión usando rocas o gravas como última capa de recubrimiento.

De manera más o menos consciente, la regeneración de la cubierta vegetal en los casos revisados se ha planificado como una serie de operaciones destinadas a proporcionar un primer impulso al sistema suelo-vegetación hasta que éste pueda autosostenerse y evolucionar por sí mismo. La mayoría han buscado establecer vegetación herbácea protectora como primera fase y enriquecer el terreno en nutrientes y materia orgánica. Otros materiales empleados en la preparación de un medio favorable para el establecimiento de la vegetación (aparte de los agroquímicos corrientes), son los acolchados (*mulch*), las redes orgánicas y los productos estabilizadores del suelo. Estos productos han tenido un desarrollo ligado a las prácticas de conservación de suelos y se emplean generalmente como tratamientos en



puntos que presentan una problemática particular, como es el caso de los taludes y, en general, todas aquellas superficies que presentan unas condiciones edáficas y climáticas desfavorables. En cuanto a los métodos de establecimiento de la vegetación, aparte de las siembras convencionales y las plantaciones, destaca el empleo de hidrosiembra como una opción interesante para las zonas en pendiente y el caso, posiblemente único en España, de usar heno semillado como fuente de protección del terreno y de semillas en las escombreras de carbón de Arlanza (León).

Todas las técnicas o actuaciones que han sido analizadas son perfectamente realizables en nuestro país. De ellas, las operaciones que se realizan para proporcionar un sellado son las que alcanzan mayores estimaciones de costes, seguidas de las encaminadas a proporcionar un medio de crecimiento para la vegetación. En efecto, dejando a un lado, los sistemas de sellado propios de los vertederos, que como se ha mostrado pueden suponer desembolsos que superan los 400.000 €/ha, los costes de aportar un medio de aislamiento o cubrición pueden suponer más de 50.000 €/ha, empleando estériles mineros o materiales disponibles en las proximidades. Cuando se trata de la distribución de capas de suelos o sustitutos de suelo se alcanzan cifras que rondan 13.000 €/ha (**Tabla 49**), según lo visto. En todos estos casos, la distancia a las fuentes de los materiales a utilizar resulta determinante sobre los costes.

Aunque no es posible dar cifras de gran valor sobre los costes que supone la instalación de una red de drenaje, dada la enorme diversidad de situaciones posibles que pueden existir, de lo visto en las páginas anteriores se deduce que los costes en los proyectos revisados se movían entre 3.000 y 4.400 €/ha, referidos a la superficie total de las instalaciones. También como cifras orientativas, el remodelado de superficies de taludes en instalaciones de residuos abandonadas podría suponer costes variables entre 1.700 y 4.500 €/ha de superficie medida en planta, según la documentación revisada.

La **Tabla 49** recoge costes obtenidos a lo largo de la revisión realizada, que se refieren a operaciones que previsiblemente pueden ser más habituales en proyectos de rehabilitación de instalaciones abandonadas. Como puede verse, los más importantes

en cuanto a su cuantía se corresponden con operaciones destinadas a la protección del suelo mediante acolchados, o colocación de redes y mantas orgánicas.

Actuación	Observaciones	Coste (€/ha)
Carga, transporte y extendido de capas seleccionadas para aislamiento	Aporte de arcillas, estériles mineros, etc.	4.900-28.750
Carga, transporte y extendido suelos naturales o sustitutos de suelo para revegetar	Disponibles en las proximidades en acopios o escombreras	1.800-13.230
Descompactado o mullido de la superficie para revegetar	Con aperos agrícolas o forestales	64-210
Abonados de fondo, enmiendas orgánicas o enclados,	Incluida incorporación con aperos agrícolas	589-3.000
Abonado de presiembra (abonados para cubrir las necesidades de la vegetación a corto plazo),	Incluida incorporación con aperos agrícolas	376-590
Siembras convencionales mecanizadas o manuales	Incluido rastrillado o tapado de la semilla	140-5.000
Acolchado manual	Con paja de cereal (según espesor)	18.900-22.900
Colocación de redes y mantas orgánicas		26.000-44.000
Hidrosiembras		9.500-17.870
Plantación de plantas de vivero, incluido riegos de plantación	Depende de materiales añadidos en hoyo de plantación y densidad de la misma	4.284-10.470
Plantación de estaquillas obtenidas en el entorno	Para mil unidades por hectárea	2.700

**Tabla 49.** Valoraciones económicas de las prácticas de rehabilitación revisadas que previsiblemente pueden ser más habituales para la rehabilitación de instalaciones mineras abandonadas.

De todos los demás tipos de actuaciones que se han considerado, únicamente ciertas plantaciones (incluyendo la reposición de marras) y alguna operación de hidrosiembra alcanzan valores superiores a 15.000 €/ha, como es el caso de los taludes del vertedero proyectado para la corta Gloria Este (Sierra Minera de Cartagena-La Unión). Todo depende mucho, evidentemente, de las densidades de plantación y de la cantidad de semilla y aditivos aportados en la hidrosiembra. De todos modos, hay que recalcar que dicha técnica permite la distribución de semilla junto a otros productos

como mulch, estabilizadores y abono. Como ya se ha dicho, la existencia de superficies llanas o transitables para maquinaria agrícola convencional permite abaratar mucho la introducción de vegetación, así como otras labores importantes en muchos casos: encalado, enmienda orgánica, descompactado, acolchado, etc.

Las valoraciones económicas que se han aportado se corresponden con lo que serían diversos componentes de un presupuesto de ejecución material limitado a la fase de ejecución. No hay que olvidar que un proyecto de rehabilitación deberá conllevar una fase de vigilancia y control, cuyo coste estará muchas veces condicionado por la complejidad de las medidas que haya sido necesario adoptar. Finalmente, de algún modo, la revisión realizada facilita la valoración de los costes que un determinado proyecto puede suponer, y con ello una valoración de parte del pasivo ambiental, la que puede entenderse como el monto total de las actuaciones necesarias para reducir los riesgos de una instalación minera abandonada hasta límites aceptables. Por desgracia, en la inmensa mayoría de los casos, lo normal será que esos costes repercutan de algún modo en la sociedad que, a través de la administración, deberá hacerse cargo de ellos. Quedarían sin valorar realmente los daños que ya se produjeron (pérdida de suelos, de biodiversidad, de calidad de aguas, etc.), los cuales son mucho más difíciles de evaluar, y cuyos costes fueron también transferidos a la sociedad en su conjunto, en los tiempos en los que las minas causantes de las actuales instalaciones abandonadas estuvieron activas.

## **7. CARACTERIZACIÓN DE LOS RESIDUOS**

Al margen de la localización, la topografía, las características del entorno y la identificación de los elementos en riesgo, la caracterización física y química de los residuos ha de ser la base para la toma de decisiones sobre las medidas a adoptar. Conviene recordar que, en todos los casos estudiados, referentes a trabajos de rehabilitación realizados en España, todas las operaciones de restauración implicaron importantes esfuerzos de estudio, análisis y ensayos en parcelas, a veces durante muchos años. No puede plantearse hacer exactamente lo mismo en nuevos proyectos de rehabilitación sobre instalaciones de residuos abandonadas, pero sí será absolutamente necesario disponer de medios para caracterizar mínimamente los residuos. En este sentido, se ha comprobado que la batería de análisis propios de la geoquímica y la ciencia del suelo, que han sido utilizados durante el desarrollo de las actividades a las que se refiere el capítulo tercero, pueden ser útiles para orientar la toma de decisiones. Considerando lo dicho, se ha querido ampliar la enumeración de métodos de caracterización de residuos mineros que pueden ser de aplicación para el diseño y dimensionado de medidas de rehabilitación para instalaciones abandonadas, sin pretender entrar en demasiado detalle, se han distinguido en primer lugar los ensayos de caracterización geotécnica para, posteriormente, abordar los análisis de carácter geoquímico y edafológico, los cuales guardan más relación con la generación de procesos de contaminación o, por el contrario, con el potencial de los residuos para servir como materia prima de un nuevo sistema suelo-vegetación. En efecto, la caracterización geoquímica y edafológica de los residuos puede ser crucial para determinar si se puede considerar factible la instalación directa sobre los mismos de una cubierta vegetal, la posibilidad de enmendar las características de los mismos o la necesidad de recubrirlos con otros materiales para la creación de suelos artificiales o su tapado con sistemas de cobertura. En definitiva, se trataría de juzgar en primer lugar las propiedades físicas y químicas de los residuos, para en caso de descartarlos como medio apto para la rehabilitación, emplear criterios semejantes para seleccionar posibles materiales sustitutos de suelo o suelos nativos (si pudieran obtenerse) y valorar las necesidades de mejora que pudieran necesitar.

## 7. 1. CARACTERIZACIÓN GEOTÉCNICA

La caracterización geotécnica y geomecánica de los residuos almacenados en instalaciones abandonadas es parte importante del conocimiento necesario previo a la adopción de medidas de rehabilitación. Es un trabajo que requiere una especialización importante y que se enfrenta a condicionamientos significativos derivados de la propia naturaleza de los residuos, así como de la topografía y la accesibilidad de las instalaciones. Los datos obtenidos en la caracterización, junto a otros, sirven para alimentar procesos de cálculo de la estabilidad geotécnica en condiciones diversas y para diferentes hipótesis de trabajo y de las condiciones de contorno. Los parámetros más comunes que suelen medirse son: la distribución de tamaño de partícula, la forma de las partículas, la densidad, los efectos de la cementación, las relaciones gravimétricas y volumétricas de fases, los límites de Atterberg, el ángulo de rozamiento interno y la cohesión, la resistencia al esfuerzo cortante, y el efecto de la presión de confinamiento o de la carga normal sobre la resistencia al esfuerzo cortante. Además, en instalaciones de residuos mineros que llevan mucho tiempo abandonadas, es importante conocer los efectos asociados a la alteración y meteorización.

Por ejemplo, en escombreras, un análisis de la distribución de los tamaños de partícula y sus formas es fundamental para comprender las propiedades hidrológicas y geotécnicas, así como para estimar la curva característica de retención de agua del material, que se utiliza para modelizar la infiltración y la estabilidad. Sin embargo, se comprende fácilmente que para tener una buena comprensión de la distribución de partículas se plantean problemas importantes a la hora de la toma de muestras. Por un lado los sondeos usuales suelen ser de reducido diámetro ( $\varnothing < 140$  mm), lo que impide la extracción de bolos y bloques o gravas gruesas. Por otro lado los materiales lajosos o deleznales son fragmentados con facilidad por las coronas de sondeo, con lo cual se produce una degradación artificial que enmascara la verdadera granulometría. En este mismo sentido, la adición de agua al sondeo satura los finos cohesivos o puede producir un arrastre o lavado de los no cohesivos. Estos problemas se subsanan con el examen del material in situ, bien en el propio talud o en las plataformas de vertido, o excavando

calicatas de reconocimiento. Las calicatas deben tener unas dimensiones proporcionales al tamaño del bloque máximo, recomendándose en general una relación de 5 a 1 como mínimo. Las calicatas son también útiles para determinar el peso específico aparente de los escombros, pesando el material extraído y cubicando el volumen del hueco (IGME, 1986).

En las muestras tomadas en calicatas o en los taludes, suele ser necesario un recorte o separación de los tamaños más gruesos para los ensayos geotécnicos usuales. Esta técnica de recorte o "*scalping*" es usual en el ensayo de escolleras y materiales gruesos. Aunque, para la determinación de propiedades geotécnicas existen diversos aparatos de grandes dimensiones (bastidores para ensayos de corte in situ o triaxiales de gran diámetro), en España los mayores ensayos se han tenido que limitar a un aparato de corte de 30 x 30 cm<sup>2</sup>, el cual ha resultado suficiente en general. Por lo que se refiere a la compresibilidad, se ha recurrido a moldes de gran diámetro y en especial al edómetro tipo Rowe, de 30 cm de diámetro (IGME, 1986).

Toda esta problemática comentada, lleva a que se otorgue bastante importancia a los trabajos llamados de auscultación de escombreras. Existen algunos métodos para la auscultación de escombreras, tales como *Dump Stability Rating Scheme* (BCMWRPRC, 1991), que también es conocido como INESTEC (Junta de Andalucía, 2002). Dichos métodos no son otra cosa que procesos de asignación de valores a los diferentes factores que inciden en la estabilidad de una escombrera y que se han incorporado en la metodología de evaluación de riesgos del IGME (Alberruche del Campo *et al.*, 2014), por lo que, la propia evaluación realizada puede dar indicaciones sobre qué tipo de actuaciones conviene llevar a cabo, sin perjuicio de que se realicen nuevas auscultaciones, toma de muestras y ensayos de laboratorio. Una buena visión global de los ensayos de caracterización geotécnica y geodinámica aplicados al estudio de materiales de escombreras mineras se puede obtener de los trabajos de Marsal (1973), IGME (1986), Junta de Andalucía (2002) y McLemor *et al.* (2009), entre otros.

La toma de muestras de residuos mineros finos en presas de lodos o relaves también tiene su propia problemática. Muchas veces será conveniente obtener muestras

superficiales y profundas mediante sondeos alineados desde los diques hacia las posiciones más alejadas. Idealmente, además, los sondeos deberían alcanzar al material que sirve de cimentación. Sin embargo, ya se comentó que la circulación de maquinaria sobre las mismas puede afectar a la integridad de los drenajes de fondo, lo que podría ocurrir también con la maquinaria de sondeos. Por ello, si se considera necesario obtener muestras de sondeos, puede ser obligatorio considerar la necesidad de construir canales de contorno antes de llevar a cabo los trabajos de prospección geotécnica, o emplear equipos portátiles (como tomamuestras de suelos tipo COBRA).

Los residuos mineros de flotación abandonados, ofrecen menos problemas ante la realización de ensayos geomecánicos en laboratorio. Hay que señalar que en este tipo de residuos, cobra importancia también, aparte de los parámetros enumerados más arriba, la resistencia a la tracción, pues constituye una propiedad muy importante en el desarrollo y formación de fisuras en los materiales (Rodríguez y Oldecop, 2006). Igualmente, puede ser mucho más importante la caracterización mineralógica, así como la propensión a la licuefacción (medida mediante ensayos triaxiales cíclicos), o a la dispersión y tubificación. Sobre la susceptibilidad de los materiales a sufrir procesos de tubificación es muy recomendable la lectura del trabajo de Vacher *et al.* (2004). En términos generales, para la caracterización geotécnica de los residuos finos (lodos o relaves) presentes en instalaciones abandonadas, pueden ser recomendables los trabajos de IGME (1986), Actis (2000) y Rodríguez y Oldecop (2006), entre otros. Igualmente el procedimiento de auscultación propuesto en la metodología de evaluación de riesgos del IGME (Alberruche del Campo *et al.*, 2014), también puede ser útil para la adopción de medidas orientadas a mejorar la estabilidad de presas, al margen de los análisis y ensayos de laboratorio que puedan llevarse a cabo.

## **7. 2. CARACTERIZACIÓN GEOQUÍMICA Y EDAFOLÓGICA**

Lo normal es que la planificación de la toma de muestras se inicie con la delimitación de zonas uniformes, es decir, subunidades o sectores de la superficie diferenciables en base a: pendiente, orientación, apariencia externa (color, pedregosidad, presencia de precipitados), junto con el tipo y el grado de cobertura vegetal, si existe vegetación. De

igual modo, puede ser interesante tomar muestras en calicatas excavadas hasta un metro de profundidad, lo que seguramente es suficiente para superar la profundidad del frente de oxidación y permitirá reconocer residuos en los que se están produciendo procesos de acidificación (si son de carácter pirítico). También puede ser necesario alcanzar mayores profundidades empleando sondeos de tipo geotécnico, o tomamuestras de suelos tipo COBRA.

En muchas ocasiones es importante el grado de compactación de la superficie. Este parámetro tiene una relación muy directa con la estructura y porosidad y puede ser de hecho registrado como una guía a través de la cual el proceso de rehabilitación puede ser medido y controlado en parte. La medida de la densidad aparente sería un parámetro interesante para valorar el impedimento que supone la compactación para el desarrollo vegetal, aunque los problemas de compactación pueden ser apreciados por las dificultades presentes en el momento de la toma de muestras, especialmente si se toman en calicatas.

Otro aspecto interesante que puede ser medido en el momento de la toma de muestras es el color, empleando para ello unas tablas Munsell. El color da una idea general del estado de oxidación y de la presencia de ciertos minerales, especialmente en forma de precipitados, aunque con ciertas limitaciones (Murad & Rojík, 2003). Además es corriente observar que muchas veces los estériles mineros generados por la minería de carbón tienen colores muy oscuros, a veces negros. Estos colores oscuros acrecientan la posibilidad de que se den temperaturas muy elevadas en su superficie, lo que resulta dañino para las semillas, además de generar un intenso secado de los primeros centímetros de espesor. Según Panagopoulos (1995), en estériles negruzcos procedentes de la minería de carbón en Ptolemaida (Grecia), llegaban a alcanzarse temperaturas superficiales en verano de 50 a 70 °C, y Gentcheva-Kostadinova *et al.* (1994) llegaron a medir también 70 °C en la superficie de estériles mineros negros en Bulgaria.

Los materiales de tamaño superior a los 2 mm de diámetro, que se encuentran embebidos en los suelos, son los tradicionalmente llamados elementos gruesos o, también, fragmentos rocosos. La determinación del porcentaje de elementos mayores de



2 mm, puede ser importante en escombreras, así como su distribución y descripción. Lo habitual es obtenerlo mediante tamizado de la muestra seca al aire. En presas de residuos finos puede ser interesante reconocer la presencia de encostramientos superficiales o profundos (en la base del frente de oxidación). Siempre se ha pensado que los fragmentos rocosos reducen la disponibilidad de agua en el suelo en proporción directa a su volumen, a menos que dichos elementos gruesos sean porosos. El alcance en la reducción de la capacidad de almacenamiento de agua depende, por tanto, de la cantidad de elementos gruesos y de su porosidad. También se ha señalado que el exceso de elementos gruesos puede dificultar la propagación vegetal a partir de semillas en terrenos alterados (Bradshaw *et al.*, 1973), debido a que un elevado contenido de elementos gruesos puede suponer restricciones físicas a la dispersión de semillas, dificultar la emergencia de las plántulas y reducir el contacto suelo-semilla. Sin embargo, también se ha reconocido que la presencia de elementos gruesos en superficie es favorable desde el punto de vista de la protección contra la erosión y, para Ashby & Vogel (1994), la existencia de elementos gruesos es beneficiosa en los suelos y estériles mineros con vistas a la plantación de especies de árboles forestales.

De acuerdo con Roberts *et al.* (1988), la fracción menor de 2 mm gobierna la química de la solución del suelo, incluso si solo representa un porcentaje de 21 a 35 % del peso, aunque ciertos tipos de fragmentos rocosos en proceso de alteración pueden contener nutrientes utilizables en grado mayor que el que se da en los finos del suelo (Ashby *et al.*, 1984). Por otra parte, el contenido en partículas de tamaño inferior a 75  $\mu\text{m}$  ha sido un criterio empleado en algunas metodologías de análisis de riesgo aplicadas a residuos mineros y suelos contaminados, como medio de estimar la capacidad de generación de polvo y dispersión de contaminantes a través del aire (SERNAGEOMIN-BGR, 2008; CCME, 2008). La distribución de tamaños de partículas es una de las propiedades que más determina el comportamiento físico y químico de los residuos mineros. Estos factores justifican la realización de un análisis granulométrico completo. El análisis granulométrico combina la operación mediante una serie de tamices para las fracciones arenosas, junto con el empleo de aparatos automatizados de medida basados en la velocidad de sedimentación (como el denominado SEDIGRAPH u otros basados en fuentes de rayos láser). No hay que olvidar el porcentaje de humedad de las muestras. Éste se determina

sobre muestras de tierra fina seca al aire, sometiéndolas a un secado adicional en estufa (a  $110 \pm 5$  °C durante 12 a 16 horas, si se siguen las recomendaciones de USDA, 2011). El dato obtenido permite hacer correcciones para proporcionar valores de parámetros físicos sobre la base de material secado en estufa.

Un primer análisis que puede ser interesante, en general es la medida cuantitativa de elementos mayores tales como C, N, H, S y O. Esta medida se puede realizar cómodamente mediante la combustión de las muestras, con oxígeno, a alta temperatura (de 950 a 1100 °C). Con ello se consigue convertir los compuestos de dichos elementos en gases simples ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  y  $\text{SO}_2$ ) los cuales son separados y medidos. Los aparatos empleados para la realización de estas mediciones se denominan analizadores elementales. De este modo puede medirse el contenido en S total de las muestras empleando un horno de inducción y realizando las medidas con un detector de infrarrojo en estado sólido. Como se comenta más adelante, este contenido pueden tener utilidad para la valoración del potencial de generación de acidez.

En cuanto al tipo parámetros que pueden ser importantes de cara a enjuiciar la toxicidad de los residuos mineros, se ha ido viendo a lo largo de todo el texto que los más importantes son la acidez, la salinidad y los contenidos en elementos traza. Como puede verse, en la **Tabla 50**, obtenida de un trabajo de Cooke & Johnson (2002), existen recomendaciones generales en base a los resultados de los mencionados parámetros.

Propiedades del residuo	Técnicas de restauración aplicables	Problemas
Residuo con bajo contenido metálico y baja toxicidad. No existen problemas considerables de acidez o alcalinidad.	Introducción de mejoras mediante la aplicación en el terreno de cal, fertilizantes y/o materia orgánica según las necesidades. Siembra de semillas, comerciales o silvestres. Uso de capas finas de suelo nativo a modo de inóculo, si es posible. Plantación de especies autóctonas.	Es probable que sea necesario realizar mantenimiento a largo plazo y en climas áridos puede ser necesaria la irrigación. Los metales y otros elementos traza pueden alcanzar concentraciones tóxicas en la vegetación, de forma que los pastos deben ser monitorizados y controlados.
Residuo con un contenido en metales "medio" y toxicidad media, o salinidad o acidez moderadas.	Introducción de medidas de mejora y de adecuación mediante la aplicación de cal, fertilizantes y materia orgánica. Siembra de semillas comerciales tolerantes a los metales o de semillas silvestres de especies metalófitas y/o tolerantes a la acidez o salinidad.	Existen pocas especies vegetales adecuadas para estas condiciones. El coste de recoger semillas silvestres puede ser elevado. Puede ser necesaria la aplicación periódica de fertilizantes. Los céspedes tienen baja resistencia al pisoteo. No es recomendable el pastoreo de animales. Los animales salvajes pueden verse afectados por la elevada concentración de metales en su alimento.
Residuo con un contenido metálico elevado y toxicidad elevada.	Tratar la superficie con 10-50 cm de un material inocuo, como por ejemplo materiales de cobertera. Aplicación de cal, fertilizantes y sembrar con especies autóctonas.	Puede ocurrir un fracaso de la restauración debido al ascenso a capas superiores de tóxicos solubles.
Residuo con un contenido muy alto de metales y acidez, toxicidad o salinidad extremas.	Cubrir la superficie con una capa de barrera de 30-100 cm de roca no mineralizada con un medio de enraizamiento adecuado.	Los costes son elevados. La restauración puede fracasar debido a las sequías y/o a la penetración de las raíces en la capa de barrera.

**Tabla 50.** Criterios de selección de técnicas de restauración aplicables a residuos de la minería metálica en función de las características de contenido metálico, toxicidad, acidez y salinidad (Cooke & Johnson, 2002).

Durante las labores de inventario, la medida del pH se ha mostrado muy útil para obtener una primera aproximación del potencial tóxico de las muestras. Claramente, la valoración del pH superficial, suponiendo que la masa de residuos de una instalación es relativamente homogénea, puede relacionarse con la peligrosidad de los mismos de cara a la generación de acidez. Como ya se mencionó, existen varios ejemplos del uso de los

datos de pH como principal discriminante en la calificación de las aptitudes de terrenos alterados por minería de carbón (p. ej.: Tyner *et al.*, 1948; Smith *et al.*, 1964). Del mismo modo, la medida del pH es considerada un elemento de juicio fundamental en la caracterización de suelos y muestras de suelo debido a que afecta a la disponibilidad de nutrientes y a la actividad microbiana. Se recomienda que el pH de las muestras sea determinado en suspensión 1:1 (Peech, 1965). La medida del pH en este tipo de suspensión es la que, de forma sencilla y cómoda, más se aproxima a la medida en el llamado extracto de saturación. Se analiza mediante potenciometría con electrodo selectivo de pH en una suspensión muestra:agua en proporción de 1:1. Esta determinación es equivalente a la denominada *rinse* pH (Price, 1997), y es la que se ha empleado habitualmente para realizar valoraciones y clasificaciones de suelo (USDA, 1993). La calificación de las muestras de residuos o suelos en base a este tipo de medida de pH es como sigue (USDA, 1993): ultra ácido (<3,5), extremadamente ácido (3,5–4,4), muy fuertemente ácido (4,5–5,0), fuertemente ácido (5,1–5,5), moderadamente ácido (5,6–6,0), ligeramente ácido (6,1–6,5), neutro (6,6–7,3), ligeramente alcalino (7,4–7,8), moderadamente alcalino (7,9–8,4), fuertemente alcalino (8,5–9,0), y muy fuertemente alcalino (>9,0). La mayoría de los suelos minerales con pH <3,5, o en los que el pH desciende a <3,5 después de un secado prolongado, típicamente contienen sulfatos ácidos (USDA, 2011).

En general el pH de las capas superficiales puede ser un indicador excelente para juzgar los residuos mineros que lleven bastante tiempo abandonados. Sin embargo, cuando se plantea una rehabilitación, conviene hacer una valoración más fina, considerando también las capas no oxidadas. Por ejemplo, si los residuos situados por debajo del frente de oxidación tienen elevado potencial de generación de acidez, cualquier remodelación topográfica que los haga aflorar puede ser contraproducente. Para valorar ese potencial de generación de acidez se puede emplear la metodología ABA (*Acid Base Accounting*). Para ello, debe conocerse el contenido en S total, y el S en forma de sulfato. Lo más cómodo y seguro, a la vista de algunos trabajos dedicados al estudio de residuos de flotación, es emplear analizadores elementales capaces de medir el contenido en S (aspecto ya comentado). Según Dold (2003), un ensayo de lavado con la lixiviación con oxalato amónico 0,2M a pH 3 y a 80 °C, durante 2 h, ha demostrado disolver por

completo todos los óxidos de hierro férrico y los hidróxidos, así como los minerales de sulfato presentes, con lo que, midiendo el contenido en S mediante ICP-AES, es posible obtener el valor de azufre pirítico por diferencia con respecto al S total. De este modo se obtendría la fracción fundamental en lo que respecta a la generación potencial de acidez. Teóricamente, el valor obtenido del % de azufre pirítico, multiplicado por el factor 31,25, permite calcular el número de toneladas de carbonato cálcico necesarias para neutralizar la acidez potencial que es susceptible de generarse en mil toneladas del material que contiene dicho azufre pirítico (partes por mil) (Sobek *et al.*, 1978). Estas medidas se deben complementar con el cálculo de la capacidad de neutralización potencial, valorando todos los materiales susceptibles de poseer poder neutralizante de la acidez generada en una determinada muestra, siguiendo un método clásico, más o menos modificado (Jackson, 1964). En este método se determinan las bases neutralizantes, incluidos los carbonatos presentes en el material, mediante tratamiento con un exceso conocido de ácido clorhídrico. La muestra y el ácido son calentados para asegurar que se completa la reacción entre ácido y sustancias neutralizantes. Al final se obtiene el equivalente en carbonato cálcico de la muestra por determinación de la cantidad de ácido consumido valorando con disolución estandarizada de hidróxido sódico. La capacidad de neutralización potencial se expresa como porcentaje equivalente de carbonato cálcico, o como toneladas de carbonato cálcico por cada mil toneladas de material (multiplicando por diez el valor del %). El balance final se establece restando los valores de acidez y capacidad de neutralización potencial. En Perry (1998) es posible encontrar una buena revisión de los criterios que suelen emplearse para juzgar los resultados obtenidos después de aplicar el procedimiento de Contabilidad Ácido-Base. Por otro lado, en la Decisión 2009/359/CE de la Comisión de 30 de abril de 2009, por la que se completa la definición de residuos inertes en aplicación del artículo 22, apartado 1, letra f), de la Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas, se especifica que: “los residuos tendrán un contenido máximo de azufre en forma de sulfuro del 0,1 %, o tendrán un contenido máximo de azufre en forma de sulfuro del 1 % y un cociente de potencial de neutralización superior a 3”. En residuos que llevan mucho tiempo abandonados, puede considerarse además la medida de la acidez activa ( $H^+$  y  $Al^{3+}$  de cambio) en el cálculo final (RCT, 1988a). Dicha acidez activa es medida mediante una

extracción clásica con KCl (Thomas, 1982) y transformando la medida de la misma en miliequivalentes por cada 100 gr (meq/100 gr) o, más correctamente, en centimoles de carga por cada kg (cmol(+)/kg) a toneladas de carbonato cálcico por cada mil toneladas de material. El valor de los resultados del ensayo ABA se incrementa mucho si se tiene conocimiento de la composición química y mineralógica, y unas buenas observaciones de campo. En definitiva, los ensayos basados en el método ABA pueden ser muy valiosos para hacer valoraciones sobre la peligrosidad de residuos mineros, siempre y cuando se estudie no solo la superficie de los mismos y no exclusivamente los parámetros químicos, sino también los mineralógicos.

En cuanto a los posibles elementos traza potencialmente tóxicos, el análisis de contenidos totales en metales o elementos traza conviene realizarlo por disolución total con ataque ácido. Un ejemplo es el ataque con una mezcla de HF, HClO<sub>4</sub>, HNO<sub>3</sub> y HCl a sequedad, con posterior disolución en ácido nítrico al 10%, con lo que se consigue la solubilización “total” de la muestra (Walsh *et al.*, 1997; Dold & Fontboté, 2001). Posteriormente una parte alícuota de la solución obtenida se analiza mediante técnicas espectro-fotogramétricas, como la Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS). La determinación de Hg se debe determinar según la Norma EPA 7471 (USEPA, 1994), que consiste en un ataque ácido con HCl y HNO<sub>3</sub>, seguido de una posterior oxidación con permanganato potásico. La medida se realiza por Espectrometría de Absorción Atómica (técnica de vapor frío). En la Decisión 2009/359/CE, de la Comisión de 30 de abril de 2009, se especifica que, para considerarse como inertes, “el contenido de sustancias potencialmente dañinas para el medio ambiente o la salud humana en los residuos y, en especial de As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn, debe ser lo suficientemente bajo como para que sus riesgos humanos y ecológicos sean insignificantes, tanto a corto como a largo plazo”. Se admite que para que presenten riesgos humanos y ecológicos insignificantes, el contenido de esas sustancias “no superará los valores mínimos nacionales para las instalaciones definidas como no contaminadas o los niveles naturales nacionales pertinentes”. En este sentido, la medida de contenidos totales de elementos potencialmente tóxicos puede compararse con niveles de fondo regionales de elementos en suelos (si han sido establecidos), o intentar obtener información sobre los mismos en el entorno de la instalación de residuos

mediante muestreos de suelos. En el capítulo tercero se proponen fórmulas de valoración basadas en la comparación de los contenidos totales de elementos con los niveles de fondo de suelos mediante lo que se denomina **índice de contaminación (IC)** (Alberruche *et al.*, 2014). Igualmente puede estar justificado emplear otras guías que pueden ayudar a interpretar y valorar las medidas de contenidos totales, tales como las guías canadienses de calidad ambiental (CCME, 2007), los criterios de la *Railroad Commission of Texas* (1988b) para materiales superficiales en procesos de rehabilitación, así como los de la *Environmental Protection Agency* del estado de Victoria para materiales aptos como recubrimientos de residuos (EPA-Victoria, 2007), o cualquier otras que se consideren pertinentes.

Tanto desde la perspectiva de la rehabilitación o remediación de los propios depósitos de residuos mineros, como de cara a enjuiciar la peligrosidad ambiental, también interesan los aspectos de movilidad o biodisponibilidad. La elevada movilidad de numerosos elementos tóxicos ha sido sobradamente demostrada en residuos de la minería de sulfuros metálicos, y en menor medida en lo que se refiere a minería de carbón, aunque existen referencias sobre la posible liberación de elementos tales como Al, As, Cd, Cu, Hg, Pb, Se o Zn. Como es sabido, desde el punto de vista químico, la movilidad de los elementos tóxicos en estos residuos no depende tanto de sus contenidos totales, sino de las especies minerales o fases en que se encuentren presentes, estando éstas muy relacionadas, entre otros factores, con las condiciones de oxidación, la granulometría, las condiciones de drenaje, el clima de la zona y la naturaleza de los minerales secundarios formados en las capas superiores de los depósitos. Una primera forma de evaluar la movilidad son los ensayos de lixiviación en laboratorio, aplicando el ensayo UNE-EN 12457-2 (cuyo texto está disponible a través de UNE o en la correspondiente norma europea del *European Committee for Standardization*, 2002). Este tipo de ensayo ha sido propuesto como norma para la caracterización de la toxicidad de residuos mineros. Este ensayo emplea como extractante agua desionizada (con pH comprendido entre 5 y 7,5) en una proporción líquido-sólido de 10 L/kg, y se aplica a residuos sólidos granulares con un tamaño de partícula inferior a 4 mm (con o sin reducción de tamaño). La mezcla se somete a un tiempo de agitación de 24 h al que le sigue un tiempo de decantación de aproximadamente 15 minutos y su posterior filtración a 0,45 µm. El lixiviado se puede

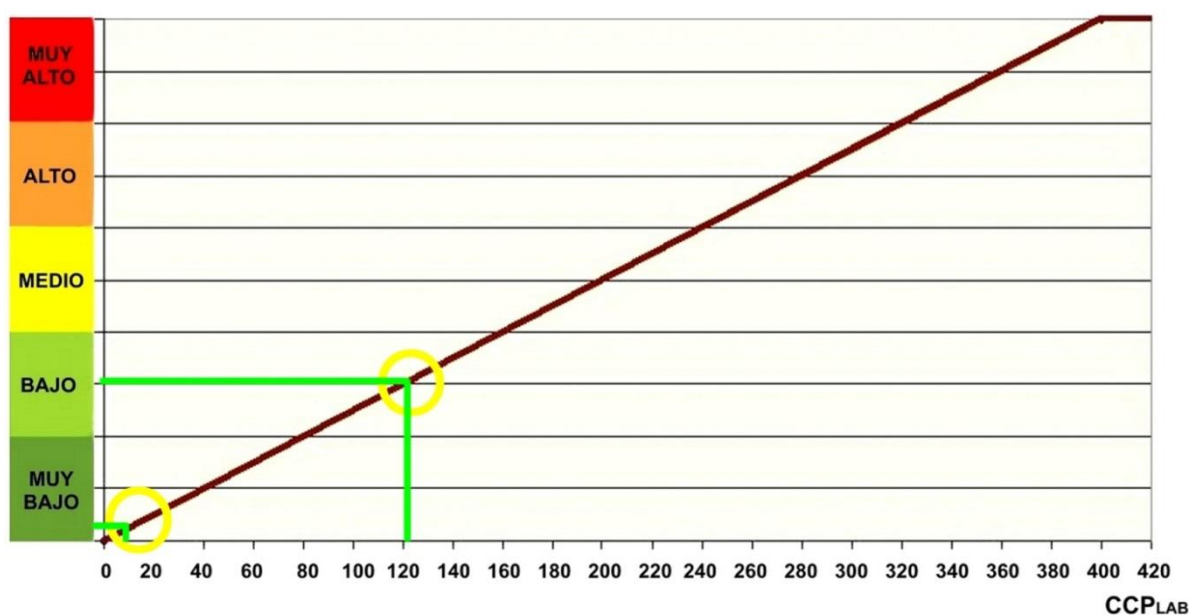
analizar mediante técnicas espectroscópicas para la medida de la concentración de elementos. El eluato obtenido puede ser empleado también para medir la conductividad eléctrica (CE), el pH y los contenidos en cationes o aniones que puedan ser de interés, como por ejemplo el sulfato. En el tercer capítulo se muestra cómo puede realizarse una valoración de los resultados de los ensayos de lixiviación comparando con un estándar exigente de calidad de aguas, mediante lo que se ha denominado **cociente promedio de peligrosidad (CPP<sub>LAB</sub>)** (Alberruche *et al.*, 2014). Aunque los residuos mineros no están sometidos a la Decisión 2003/33/CE del Consejo de Europa (2002), referente al vertido de residuos en vertederos controlados, los niveles establecidos en dicha norma pueden ser una buena referencia para valorar la posible toxicidad. En la bibliografía existente en relación con este ensayo (u otro equivalente, como la norma DIN 38414-S4), no es fácil encontrar residuos mineros que puedan ser clasificados como peligrosos, aunque los hay incluso que superan el límite superior de aceptación en vertedero de residuos peligrosos. Hay que tener en cuenta que en la consideración de la norma europea no entra el Al, el cual puede llegar a ser muy elevado en el caso de residuos mineros muy acidificados. La **Tabla 51** muestra los resultados de aplicar el cociente promedio de peligrosidad (CPP<sub>LAB</sub>) a los límites establecidos para admisión a vertedero según la citada Decisión 2003/33/CE.

La **Figura 63** muestra de forma gráfica cómo quedarían valorados según el índice CCP<sub>LAB</sub> residuos sometidos a los ensayos de lixiviación en los casos en los que se alcanzan los límites superiores de admisión a vertedero de inertes y de no inertes-no peligrosos. El valor de CCP<sub>LAB</sub> correspondiente a resultados de lixiviación en el límite superior de admisión para residuos peligrosos quedaría fuera de la gráfica.



	Lixiviado de un residuo en el límite superior de admisión a vertedero de inertes ( $\mu\text{g/L}$ )	Lixiviado de un residuo en el límite superior de admisión a vertedero de no inertes-no peligrosos ( $\mu\text{g/L}$ )	Lixiviado de un residuo en el límite superior de admisión a vertedero de peligrosos ( $\mu\text{g/L}$ )
As	50	200	2.500
Ba	2.000	10.000	30.000
Cd	4	100	500
Co	--	--	--
Cr	50	1.000	7.000
Cu	200	5.000	10.000
Hg	1	20	200
Mo	50	1.000	3.000
Ni	40	1.000	4.000
Pb	50	1.000	5.000
Sb	6	70	500
Se	10	50	700
V	--	--	--
Zn	400	5.000	20.000
<b>CPP<sub>LAB</sub></b>	<b>8,8 (muy bajo)</b>	<b>121,5 (bajo)</b>	<b>≈520 (muy alto)</b>

**Tabla 51.** Valores de lixiviados de residuos obtenidos según la norma UNE-EN 12457-2 y límites de admisión a vertedero de residuos según la Decisión 2003/33/CE del Consejo de Europa (2002).



**Figura 63.** Gráfica para la interpretación en términos cualitativos del valor del cociente promedio de peligrosidad ( $\text{CPP}_{\text{LAB}}$ ) (modificado de Alberruche *et al.*, 2014). Sobre ella se han señalado las valoraciones correspondientes a los límites superiores de admisión a vertedero de inertes y de no inertes-no peligrosos (líneas verdes).

En relación con la biodisponibilidad de los elementos en residuos mineros, hay que comentar que existen algunos trabajos que han empleado métodos de extracción pensados para reflejar lo que sería extraíble por la vegetación mediante las clásicas soluciones complejantes (como las que emplean EDTA o DTPA). Sobre este punto existen tantas o más incertidumbres sobre la efectividad real, y sobre la comparabilidad con la verdadera capacidad de extracción por parte de diferentes tipos de plantas, como ocurre con los clásicos estudios agronómicos sobre suelos. A esto se suma que, en residuos mineros muy ácidos, existen evidencias de que el contenido soluble en agua puede resultar mayor que el obtenido con extractos derivados del ácido acético (EDTA o DTPA). Tal vez sería interesante aplicar el ensayo de extracción con una solución extractante 0,01 M CaCl<sub>2</sub>, en proporción 1:10 (suelo/extractante) (Houba *et al.*, 2000), el cual empieza a considerarse el procedimiento más operativo y sencillo para evaluar la biodisponibilidad, existiendo ya alguna referencia que permite juzgar los resultados obtenidos al aplicar este método a residuos mineros (p. ej.: Lago-Vila *et al.*, 2014).

En relación con otro de los factores señalados como fuente de toxicidad en residuos mineros, la salinidad, la medida de la conductividad eléctrica en el extracto acuoso más arriba comentado solo permite hacer una valoración muy rudimentaria de la salinidad de las muestras, teniendo en cuenta la textura de las mismas. Para la toma de decisiones sobre la problemática relacionada con la presencia de sales, será más adecuado hacer valoraciones con la medida de la conductividad eléctrica en el extracto de saturación, o mediante la llamada prueba previa de salinidad, en solución 1:5 (residuo/agua), para la que existen buenas guías de interpretación considerando la textura de las muestras (Shaw, 1994).

Cuando se intuye o comprueba que no existen graves problemas de toxicidad, es interesante conocer otra clase de parámetros relacionados con la posible fitoestabilización de los residuos. Por ejemplo, en algunas muestras seleccionadas, puede ser interesante evaluar la capacidad de intercambio catiónico (CIC), que es una medida de la habilidad del suelo para absorber y liberar cationes, y se expresa en centimoles de carga por cada kg (cmol(+)/kg) de suelo. De los muchos métodos existentes para la determinación de la CIC, se puede emplear el método del acetato amónico a pH 7, que es

el recomendado por Sandoval & Power (1977) para suelos y estériles mineros. Los cationes intercambiables del suelo se desplazan mediante extracciones sucesivas con una solución 1 N de acetato amónico a pH 7,0, y se determinan en dicho extracto. Empleando dicho procedimiento puede considerarse que un material posee un nivel inadecuado con <10 cmol(+)/kg, siendo adecuado con 10 a 20 cmol(+)/kg y muy adecuado con >20 cmol(+)/kg. También pueden medirse la capacidad de intercambio catiónico (CIC) total, midiendo los niveles de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  extraíbles con el método del acetato amónico a pH 7, sumada a la acidez cambiante extraíble con KCl 1 N (Thomas, 1982) o con  $\text{BaCl}_2$  0,5 N tamponada a pH 8,2 con trietanolamina (MAPA, 1994). Normalmente, la suma de la acidez cambiante y los cationes cambiables mencionados viene a ser prácticamente el total de la CIC. Con estos datos es posible establecer valoraciones importantes sobre el porcentaje de saturación de bases del complejo de cambio.

También puede interesar el carbono orgánico oxidable, determinado con dicromato potásico en presencia de ácido sulfúrico, método conocido como de Walkley-Black (1934). El exceso de oxidante se valora con sulfato ferroso amoniacal y la cantidad de carbono orgánico oxidado se calcula a partir de la cantidad de dicromato reducido (MAPA, 1986). Teóricamente, en la valoración realizada por este método no interfiere el contenido de carbono en forma de carbonatos, ni tampoco las formas de carbono en forma de carbono elemental (grafito, carbón vegetal, carbón de hulla, etc.) ya que no deberían ser atacados. El contenido en materia orgánica se obtiene de multiplicar el carbono por el factor 1,724 (coeficiente de van Bemmelen). A pesar de lo anteriormente mencionado, Opeka y Morse (1979) demostraron que el carbón presente en estériles mineros (especialmente las partículas no visibles) interfiere en las medidas de materia orgánica. Por ello, hay que tener en cuenta que muchas veces la materia orgánica fósil que pudiera estar presente en los residuos mineros de carbón resulta atacada en parte, produciéndose una sobreestimación (Whitford & Elkins, 1986).

Evidentemente, las posibilidades de establecer y mantener una cubierta vegetal dependen también de la existencia de nutrientes minerales asimilables por las plantas. En estériles mineros, usualmente, los contenidos en elementos menores son adecuados para el desarrollo vegetal, y los elementos nutritivos que aparecen en concentraciones

limitantes suelen ser N y P, a los que se une el Ca y Mg en suelos ácidos (Smith *et al.*, 1987; Daniels & Zipper, 1988). No obstante, en algunos residuos mineros de carbón se ha demostrado la existencia de N ligado a la materia orgánica fósil. Cornwell & Stone (1968) fueron posiblemente los primeros que afirmaron que ciertos estériles mineros compuestos de pizarras y restos de carbón proporcionaban N suficiente para sostener un buen crecimiento arbóreo. En otros trabajos se afirma que la deficiencia en nitrógeno rara vez limita el establecimiento de plantones en terrenos mineros restaurados (Woodmansee *et al.*, 1978), aunque la deficiencia sí puede afectar a la estabilidad a largo plazo en un lugar, debido al deterioro de la comunidad vegetal si la deficiencia persiste. Sin embargo, según Reeder & Savey (1987), de modo general, parece que la deficiencia en N disponible es una limitación corriente para el éxito de una revegetación exitosa y la estabilidad a largo plazo en terrenos alterados por minería a cielo abierto. No hay que olvidar que, del contenido total de un elemento en el suelo, solo una fracción está disponible para ser absorbida por las plantas en crecimiento (Barber, 1995). Por todo ello, los aportes de N y P pueden resultar necesarios casi siempre, independientemente del tipo de cubierta vegetal proyectada. En los residuos mineros, se da una gran variabilidad espacial de todos los parámetros químicos, lo que es todavía más cierto respecto a los nutrientes, además de que la mayoría de las medidas de nutrientes disponibles realizadas en estériles mineros no han sido correlacionadas con medidas de extracción real por la vegetación. Por ello, la aproximación agronómica tradicional para establecer dosis de fertilización basada en análisis de muestras superficiales puede ser poco eficiente desde el punto de vista económico, y tal vez sea mejor un aporte estándar que un ajuste afinado (Daniels & Zipper, 1997). No obstante, si se opta por controlar el contenido en estos elementos, incluso en fases de seguimiento posteriores a la rehabilitación, se pueden seguir las recomendaciones de Mortvedt *et al.* (1996), basadas en las medidas de contenidos en  $\text{NO}_3\text{-N}$ , P extraíble con  $\text{NaHCO}_3$  y K extraíble con acetato amónico, sobre muestras secas al aire. Otra posibilidad es emplear el clásico método Kjeldahl para el nitrógeno. La digestión de Kjeldahl se ha utilizado ampliamente para analizar el contenido de N de suelos y residuos mineros. Este método proporciona una medida de N orgánico más una porción de N inorgánico (Sobek *et al.* 1978). En general puede admitirse que un suelo es pobre o muy pobre con un contenido de N Kjeldahl de menos de 0,1%: de tipo medio con 0,1 a 0,15%, y fértil con >0,15%. Sin embargo, conviene advertir que las

recomendaciones que se encuentran en la bibliografía varían mucho de un lugar a otro, y suelen ser de carácter agronómico (lo que conlleva niveles de exigencia superiores a los que pueden ser normales en otro tipo de coberturas vegetales).

Finalmente, puede ser útil, como complemento, la caracterización cualitativa o semi-cuantitativa de minerales mediante difracción de rayos X (DRX) por el método del polvo cristalino. Hay que tener en cuenta que la difracción de rayos X tiene un límite de detección alto (2-5%), por lo que no es adecuado para la detección de minerales traza, los cuales pueden ser importantes desde el punto de vista ambiental en residuos mineros abandonados. Los avances en caracterización cuantitativa automatizada de la mineralogía, apoyados en la técnica de espectroscopía electrónica de barrido, han llevado a que Dold (2017) defienda estas técnicas para realizar balances de generación de acidez. Aunque es necesaria una buena calibración y control de calidad para cada mineral, y cuidados especiales para la preparación de muestras, si se quiere obtener una cuantificación precisa de la mineralogía, estas técnicas relativamente nuevas pueden producir resultados en plazos razonables y precios competitivos.

## **8. MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA REHABILITACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS**

Este capítulo aborda la identificación de prácticas y técnicas de rehabilitación que pueden considerarse medidas prácticas de probada eficacia, partiendo de toda la gama de técnicas y prácticas realmente empleadas en nuestro país para la rehabilitación de instalaciones de residuos mineros, y aclarando los aspectos importantes que deben ser considerados en el diseño de las mismas, apuntando también algunas ideas sobre medidas de seguimiento y control. Conviene aclarar las razones por las que se ha preferido hablar de medidas prácticas de probada eficacia en lugar de emplear el concepto de mejor técnica disponible, que es mencionado en la citada Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo. La referencia más directa y reciente para obtener una idea de lo que se entiende por mejor técnica disponible (MTD) es la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 24 de noviembre, sobre las emisiones industriales, donde se establecen definiciones que están orientadas a evitar emisiones de contaminantes o reducirlas al mínimo, aplicables fundamentalmente en el contexto del sector industrial o de la gestión de residuos. También en la minería activa tiene sentido exigir a las entidades explotadoras de las industrias extractivas la aplicación de las mejores técnicas disponibles para prevenir la contaminación, en especial en lo que se refiere a los procesos industriales de beneficio minero. Algunas de las medidas prácticas de probada eficacia propuestas, tales como el encalado de residuos mineros ácidos, podrían identificarse claramente con las MTD a las que se refiere la citada Directiva, y podrían reconocerse como MTD si se produjera el necesario intercambio de información entre los distintos agentes. Otras, tales como la construcción de un muro o un canal, no se ajustan demasiado bien al concepto de MTD, aunque muchas veces estas construcciones pueden ser parte de la solución de un problema planteado en términos de riesgo para la población, el medio natural y el medio socioeconómico. Esto viene a significar que, en los trabajos desarrollados, no solo se han tenido en cuenta los riesgos de contaminación, sino también los riesgos asociados a la rotura o fallo de las instalaciones de residuos abandonadas. En definitiva, las medidas prácticas de probada eficacia se identifican bien con el espíritu que llevó a definir las MTD, esto es: representar las técnicas más eficaces para alcanzar un alto nivel general de protección del medio

ambiente en su conjunto, pero, posiblemente vayan más lejos.

## **8. 1. SELECCIÓN DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA**

Teóricamente, los fundamentos técnicos y científicos que son de aplicación en procesos de rehabilitación de áreas mineras abandonadas son los mismos que los que pueden ser aplicados en proyectos mineros activos. Sin embargo, la intensidad y coste de las medidas a tomar para alcanzar resultados semejantes puede ser mucho mayor en las primeras, especialmente en aquellas circunstancias en las que el propio estado de alteración alcanzado dificulta la aplicación de medidas, o cuando se suceden o desencadenan procesos que incrementan continuamente el estado de degradación del terreno, o en aquellas situaciones en las que la prevención hubiera sido más eficaz que la corrección. No hay que perder de vista que, en muchas ocasiones, la única vía práctica de rehabilitación de estos terrenos pasa por la reactivación de la explotación minera, si es que existen todavía recursos susceptibles de beneficio (Arranz-González y Alberruche del Campo, 2008). Un ejemplo es el que se muestra en la **Figura 64**. Según Dold (2008), el reprocesamiento de muchos antiguos residuos mineros puede ser la primera elección para la remediación, permitiendo la reubicación y el depósito final de forma más segura. Esta posibilidad, que deberá ser analizada caso por caso, está subordinada a la aplicación de técnicas mineras y metalúrgicas que no serán consideradas aquí. Sin embargo, existe un reciente trabajo digno de mención que desarrolla una metodología de apoyo a la decisión sobre posibles opciones para la reducción del riesgo ambiental de depósitos de residuos mineros abandonados, incluyendo la posibilidad del reprocesamiento de minerales (Vicente, 2015). Conviene advertir de que, en España, si se considerase viable un proyecto de extracción de metales a partir del procesamiento de los residuos de una instalación abandonada, la propia instalación pasará a considerarse un yacimiento de la sección B de la Ley 22/1973, de Minas. En tal caso, tanto el proyecto de explotación como el de posterior rehabilitación deberán ajustarse a los requerimientos del Real Decreto 975/2009 sobre la gestión de los residuos de las industrias extractivas.



**Figura 64.** Instalaciones para el reprocesamiento de los residuos mineros de flotación de la presa minera Cauquenes (O'Higgins, Chile).

Es necesario insistir que serán las condiciones específicas de cada instalación de residuos las que determinarán qué medidas pueden resultar adecuadas. Sin embargo, el análisis y la interpretación de todo el material recopilado y empleado en los capítulos anteriores, sumados a la experiencia adquirida durante la elaboración de los inventarios, permite ya seleccionar algunas técnicas, acciones o actuaciones tipo que son el objeto de este capítulo. Dichas medidas se han agrupado en un catálogo de medidas prácticas de probada eficacia (ver **ANEXO**, al final), con la idea de que, con las pertinentes adaptaciones y combinadas adecuadamente, en función de cada caso concreto, podrían permitir la rehabilitación y la estabilización física y química de instalaciones de residuos mineros abandonadas para garantizar a largo plazo su seguridad estructural y evitar cualquier proceso de contaminación. No hay que olvidar que, para la redacción de los proyectos de rehabilitación de instalaciones de residuos mineros abandonadas, será importante la consideración de los aspectos económicos, además de los ambientales y sociales, sin olvidar nunca cierta creatividad, aunque esto último pueda parecer contradictorio con la propuesta de un catálogo.

Es posible que, en determinados casos concretos, puedan ser útiles o necesarias otras medidas de carácter constructivo o de control de la erosión y de la calidad del agua que no hayan sido incluidas en el catálogo. Por ejemplo, muy puntualmente, y durante un periodo limitado de tiempo, se puede plantear la recolección y tratamiento activo de agua en alguna instalación. Sin embargo, se ha podido comprobar que, en términos



generales, con una selección y dimensionado adecuados de las medidas prácticas que han sido consideradas en el catálogo, existe una alta probabilidad de poder confeccionar la parte fundamental de un proyecto de rehabilitación concreto. No obstante, conviene advertir que la aplicación o el uso de un determinado tipo de práctica o técnica de probada eficacia, por sí sola, rara vez será suficiente para controlar completamente un determinado problema real, y tendrá que ser necesaria una combinación de diversas prácticas. No hay que olvidar que tales combinaciones han de estar adaptadas específicamente a los casos que se presenten y, en particular, a las condiciones ambientales. La **Tabla 52** resume las principales funciones, condicionantes y limitaciones de las diferentes medidas.

Las medidas de probada eficacia incluidas en el catálogo se han explicado en un formato de fichas. Cada ficha recoge además referencias bibliográficas de utilidad e imágenes ilustrativas de la técnica o medida de que se trate, así como la incidencia esperada sobre la reducción de riesgos que su correcta aplicación puede proporcionar. Básicamente pueden agruparse en varias categorías: remodelación de la morfología de la instalación de residuos; medidas estructurales para la mejora de la estabilidad; infraestructuras de desvío o canales de guarda de la instalación de residuos; plantaciones de defensa en áreas vertientes a las instalaciones de residuos; diseño de coberturas de suelo o suelos artificiales; medidas para el control de la erosión superficial en la instalación de residuos; estructuras para la retención y tratamiento de efluentes y sedimentos; enmiendas para la corrección de las propiedades físicas y químicas del terreno, y medidas para el establecimiento de una cobertura vegetal: siembras y plantaciones.

También se ha podido comprobar durante la realización de los trabajos realizados, la importancia de definir, como parte de cualquier proyecto de rehabilitación que se plantee sobre instalaciones de residuos abandonadas, protocolos de seguimiento o monitoreo de los resultados alcanzados y su evolución. Dicho seguimiento y control debe proporcionar información útil para la resolución de problemas que puedan surgir o para planificar un manejo adaptativo de las propias tareas de restauración.

MEDIDA O TÉCNICA APLICADA	FUNCIONES	LIMITACIONES Y CONDICIONANTES	APLICABILIDAD
<b>Remodelación de la morfología de la instalación de residuos</b>	<p>Principalmente: mejora de la estabilidad y reducción de la erosión</p> <p>Secundariamente: Facilitación de otras medidas correctoras</p>	<p>Pendiente</p> <p>Accesibilidad</p> <p>Propiedades de los residuos</p> <p>Otras (condicionantes de los límites naturales o artificiales)</p>	<p>Habitual, si se aplica a una superficie puntual o parcial</p> <p>Ocasional, si se aplica a gran parte de la superficie</p>
<b>Medidas estructurales para la mejora de la estabilidad</b>	<p>Principalmente: mejora de la estabilidad</p> <p>Secundariamente: reducción de emisión de sedimentos y facilitación de otras medidas correctoras</p>	<p>Pendiente</p> <p>Accesibilidad</p> <p>Disponibilidad de materiales constructivos adecuados</p>	<p>Habitual, si se aplica a una superficie puntual o parcial</p> <p>Ocasional, si se aplica a gran parte de la superficie</p>
<b>Infraestructuras de desvío o canales de guarda de la instalación de residuos</b>	<p>Principalmente: protección de la instalación frente a inestabilidades y erosión, reducción de emisión de sedimentos contaminantes</p> <p>Secundariamente: disminución de la generación de lixiviados</p>	<p>Pendiente</p> <p>Accesibilidad</p> <p>Disponibilidad de materiales constructivos adecuados</p>	<p>Muy habitual</p>
<b>Plantaciones de defensa</b>	<p>Principalmente: protección de la instalación frente a inestabilidades y erosión.</p> <p>Secundariamente: disminución de la generación de lixiviados</p>	<p>Pendiente</p> <p>Accesibilidad</p>	<p>Ocasional</p>
<b>Diseño de coberturas de suelo</b>  <b>Cubiertas secas</b>	<p>Principalmente: aislamiento de los residuos frente a intemperización y erosión, protección frente a emisión de efluentes y sedimentos contaminantes</p> <p>Secundariamente: facilitación de la cobertura vegetal</p>	<p>Clima</p> <p>Pendiente</p> <p>Propiedades de los residuos</p> <p>Disponibilidad de materiales constructivos adecuados</p>	<p>Habitual</p>

MEDIDA O TÉCNICA APLICADA	FUNCIONES	LIMITACIONES Y CONDICIONANTES	APLICABILIDAD
<b>Suelos artificiales (tecnosoles)</b>	Principalmente: facilitación de la cobertura vegetal  Secundariamente: aislamiento de los residuos, protección frente a emisión de efluentes y sedimentos contaminantes	Pendiente  Propiedades de los residuos  Disponibilidad de materiales constructivos adecuados	Habitual
<b>Medidas para el control de la erosión superficial en la instalación de residuos</b>	Principalmente: protección de la instalación frente a erosión, reducción de la emisión de sedimentos contaminantes  Secundariamente: facilitación de la cobertura vegetal	Clima  Pendiente  Propiedades de los materiales superficiales	Muy habitual
<b>Estructuras para la retención y tratamiento de efluentes y sedimentos</b>			
<b>Canales, humedales, SAPS, ALD</b>	Principalmente: protección de aguas superficiales frente a emisión de efluentes y sedimentos contaminantes	Clima  Propiedades de los residuos	Habitual
<b>Barreras reactivas semipermeables</b>	Principalmente: protección de aguas subterráneas frente a emisión de efluentes y sedimentos contaminantes	Clima  Propiedades de los residuos	Ocasional
<b>Balsas de decantación</b>	Principalmente: protección de aguas superficiales frente a emisión de sedimentos contaminantes	Clima  Propiedades de los materiales superficiales	Muy habitual
<b>Enmiendas para la corrección de las propiedades físicas y químicas del terreno</b>	Principalmente: facilitación de la cobertura vegetal y/o la fitoestabilización	Propiedades de los materiales superficiales  Naturaleza de la cubierta vegetal a implantar	Habitual
<b>Medidas para el establecimiento de una cobertura vegetal</b>	Principalmente: estabilización o fitoestabilización de la instalación  Secundariamente: disminución de la infiltración, integración en el entorno, etc.	Clima  Propiedades de los materiales superficiales	Muy habitual

**Tabla 52.** Previsible aplicabilidad de las medidas prácticas que pueden ser incluidas en un proyecto de rehabilitación de una instalación de residuos abandonada, entendida como la frecuencia con que normalmente será necesario hacer uso de ellas considerando la casuística de los inventarios realizados en España.

## 8. 2. REMODELACIÓN DE LA MORFOLOGÍA DE LA INSTALACIÓN DE RESIDUOS

La remodelación de la morfología de una instalación de residuos mineros puede proporcionar una reducción de su riesgo de rotura al tiempo que se pueden minimizar los procesos de erosión hídrica mediante el establecimiento de pendientes de talud moderadas. La práctica totalidad de las instalaciones de residuos inventariadas en España se beneficiaría de una remodelación total o parcial. Hay que tener en cuenta que muchas de las labores tradicionales de rehabilitación se ven dificultadas por la pendiente. Por ejemplo, para el establecimiento de una vegetación herbácea pratense la limitación de pendiente es de 25% (15°), valor que a su vez marca aproximadamente el límite para el empleo de una sembradora de pratenses. Por encima de un 33% ( $\approx 19^\circ$ ) se dificultan enormemente las tareas de revegetación, aumentando enormemente la intensidad de las medidas necesarias. Con pendientes entre 60-70% ( $\approx 30-35^\circ$ ), puede resultar complicado fijar semillas al terreno incluso con hidrosiembra.

La mayoría de las escombreras abandonadas incluidas en el inventario se construyeron por vertido libre, lo que proporciona taludes de pendiente elevada (35-37°, equilibrio límite), dependiendo del ángulo de reposo de los materiales, con un factor de seguridad próximo a 1. Ya en la primera versión del manual de restauración del IGME (1989) se recomendaba, para garantizar las condiciones de estabilidad, reducir estas pendientes hasta alcanzar taludes generales (incluyendo bermas) de unos 26° en llanura y 22° en ladera. Sin embargo, muchas veces la topografía en la que se encuentran las escombreras inventariadas, puede dificultar mucho la remodelación. Además, cualquier remodelación que reduzca el grado de pendiente puede dar lugar a taludes de pendiente más prolongada, lo que obligará a medidas complementarias de control de la erosión. En este sentido, conviene comentar que existen modelos que permiten optimizar el diseño de la morfología de los terrenos mineros en base a la minimización de la erosión. Sin embargo, la aplicabilidad de los mismos es mayor en grandes superficies, en las que existen muchas posibilidades de planificar los movimientos de tierra, y en proyectos mineros activos. En las presas y escombreras abandonadas lo más habitual es que solo se puedan realizar remodelaciones parciales, limitadas por la topografía del emplazamiento, la altura, la accesibilidad o, incluso, por

impedimentos ligados a la propiedad de los terrenos. La **Figura 65** muestra dos ejemplos en los que la remodelación topográfica parece factible.



**Figura 65.** Arriba: escombreras situadas al norte de la Corta Brunita (La Unión, Murcia). Abajo: presa de residuos de flotación en la Mina El Soldado (Villanueva del Duque, Córdoba). En ambos casos, parece factible la remodelación de los taludes, tanto por la naturaleza de los residuos y la altura de los taludes, como por las condiciones del entorno y la accesibilidad.

Cuando se ejecuta una remodelación topográfica, puede ser interesante comprobar la respuesta de las nuevas formas, si se conocen las propiedades de los materiales que quedarán en la superficie, aplicando modelos como la *“RUSLE 1.06 for mined lands,*

*construction sites and reclaimed lands*” (Toy & Foster, 1998). En los trabajos de Nicolau y Asensio (2000) y Nicolau (2003) se revisó la aplicación de los modelos de erosión e hidrológicos disponibles como herramientas para el diseño de relieves en terrenos mineros, resaltando el interés del citado modelo, que mostró una capacidad de predicción satisfactoria, excepto en taludes con regueros, en los que el modelo subestimaba las tasas de erosión. Estas comprobaciones pueden alertar sobre la necesidad de modificar las características del material superficial (su erodibilidad), o ejecutar medidas de conservación de suelos como las que más adelante se comentan. Nicolau & Moreno de las Heras (2005) recomiendan abiertamente el empleo de la mencionada herramienta para el diseño de taludes en terrenos mineros, lugares afectados por obras de construcción y terrenos restaurados.

Los trabajos de rehabilitación realizados en minería de carbón que han sido estudiados, apuntan a que los taludes finales de escombreras no sobrepasen el valor de 21° de pendiente. En las explotaciones restauradas en la zona de Guardo (Palencia), que fueron ejecutadas años después del abandono, los primeros trabajos consistieron en la remodelación. Las grandes minas que fueron ejecutando las labores de rehabilitación en paralelo a la explotación minera (por ejemplo: As Pontes o Mina Emma), cuidaron mucho este aspecto. En Meirama, las labores de rehabilitación consistieron fundamentalmente en la remodelación de los taludes de vertido de los estériles dejando taludes de unos 14°. Sobre esa superficie final se llevaron a cabo hidrosiembras en los taludes y siembras convencionales en las zonas de escasa pendiente (Galán Regalado, 1995). También la morfología de los relieves artificiales en las superficies restauradas inicialmente por Minas y Ferrocarriles de Utrillas experimentó una notable evolución desde la explotación Murcielago, situada al norte de la zona, hasta los últimos cielos abiertos explotados. Inicialmente se perseguía como único objetivo prioritario la estabilidad geotécnica de las escombreras, que fueron construidas en forma de pirámide truncada con pendientes de 30°. Como ya se comentó, estas formas, diseñadas para proporcionar estabilidad geotécnica, se mostraron incapaces de albergar ecosistemas funcionales, debido a su escasa capacidad de retención de agua y a la intensa erosión superficial (MFUSA, 1998).

En Valdesamario (León), sobre estériles mineros de carbón que se han mostrado perfectamente aptos para la colonización de la vegetación natural, las principales zonas descubiertas de vegetación son aquellas aparentemente muy compactadas o con pendientes superiores a 25°. Como se ha comentado, en ocasiones la remodelación topográfica de escombreras es muy complicada, si la pendiente de los terrenos aledaños es también muy fuerte. Esto se percibe claramente en las escombreras estudiadas en la zona del Río Cúa (León). Con pendientes también muy fuertes, como en la escombrera de Arlanza en el Bierzo, fue casi obligado emplear gran cantidad de trabajo manual en las operaciones de rehabilitación, así como el uso de un acolchado (*mulch*), recubierto a su vez por redes orgánicas.

En escombreras, uno de los inconvenientes de las labores de remodelación topográfica es la compactación que se produce por el empleo de maquinaria pesada. Se sabe que la compactación perjudica al movimiento de agua y aire en el suelo. Si la aireación se ve impedida, puede producirse una inhibición del crecimiento radicular, aunque, de por sí, el impedimento al desarrollo derivado de la compactación también puede hacerlo. Daniels & Amos (1981) encontraron que la compactación fue el principal factor limitante para el éxito de la revegetación a largo plazo en suelos mineros de cinco a veinte años de edad. Puede afirmarse que cualquier operación de remodelación topográfica debe ser acompañada de una labor de descompactado, siempre que la superficie remodelada forme parte de un posible medio de enraizamiento.

En cuanto a las presas de residuos de flotación, la mayoría de las inventariadas se han construido mediante el sistema de vertido hacia aguas arriba, empleando las fracciones más gruesas de los propios lodos como materiales de construcción del dique. La pendiente de los taludes de los diques es muy variable, pero generalmente muy elevada, superándose muchas veces un ángulo de 45°. Este sistema es el menos seguro de todos, y compromete seriamente las posibilidades de remodelación de taludes, al ser los mismos taludes a remodelar los elementos resistentes de la estructura. La principal opción real consiste en la remoción parcial del material de coronación del dique con vistas a reducir las tensiones en la base del mismo. Otra

técnica consiste en el aprovechamiento de ese material colocándolo como refuerzo al pie de la presa sobre una capa filtro. En ambos casos es necesario que el citado dique tenga unas dimensiones importantes, lo que debe ser conocido mediante prospección. En residuos muy piríticos se corre el riesgo de que una actuación de remodelación haga aflorar a la superficie residuos no oxidados, lo que puede acelerar la producción de aguas ácidas.

En cualquier caso, la remodelación deberá comprobarse con los correspondientes análisis de estabilidad, partiendo de las características del terreno y las propiedades geotécnicas de los residuos. Aparte de las características del entorno cercano, entre las que destacan los aspectos hidrológicos, interesará obtener información sobre la altura capilar, la curva de retención (succión osmótica y matricial), el ángulo de fricción interna y la cohesión, la permeabilidad saturada y no saturada, etc. Muchos de estos parámetros pueden ser valorados a partir de las características granulométricas. En el caso de acometerse obras de remodelación convendrá seguir los criterios marcados en ITGE (1986) en lo relativo a los factores de seguridad, preferentemente sobre la base de una caracterización geotécnica de los residuos.

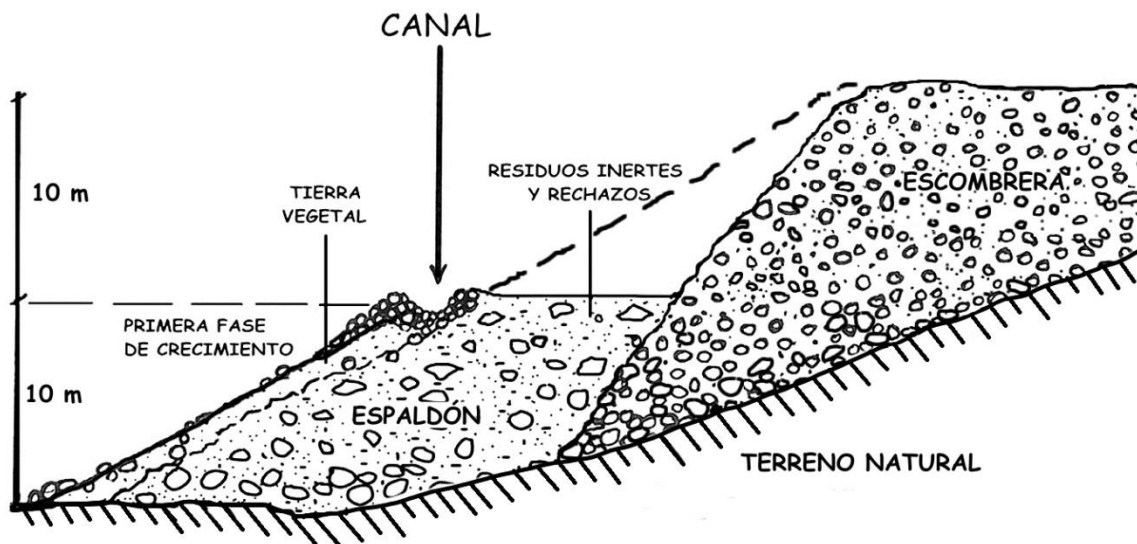
Por otro lado, las operaciones de remodelación topográfica han de acompañarse siempre de un control de la hidrología superficial. En presas mineras, esto es especialmente importante, como se deduce de lo descrito en el capítulo quinto. Puede ser conveniente suponer que los sistemas internos de drenaje de presas abandonadas no están operativos (aunque en algún caso lo estén). Las labores de remodelación con maquinaria pueden producir la rotura de dichos sistemas. La combinación de operaciones de remodelación, construcción de sistemas de control de drenaje superficial y otras medidas estructurales parece insoslayable para la rehabilitación de presas mineras abandonadas.

### **8. 3. MEDIDAS ESTRUCTURALES PARA LA MEJORA DE LA ESTABILIDAD**

Acompañando a la remodelación morfológica de las instalaciones se pueden construir estructuras de refuerzo (de contención o sostenimiento) que mejoren la estabilidad



estructural, como diques o muros de diferentes materiales (tierras, estériles mineros seleccionados, escollera, gaviones, hormigón, etc.) o espaldones, así como rellenos de materiales seleccionados para formar paramentos aptos para la revegetación (**Figura 66**).



**Figura 66.** Un hipotético caso de construcción de un espaldón o paramento de materiales seleccionados para mejorar la estabilidad y rebajar la pendiente de cara a la revegetación de una escombrera abandonada.

En la primera versión del manual de restauración del IGME, del año 1989, ya se recomendaba que, en terrenos con pendientes fuertes ( $>20^\circ$ ), se construyeran diques de contención de sección trapezoidal al pie de escombreras. La existencia de este tipo de elementos constructivos no ha sido constatada durante las labores de inventario, aunque son obras que deberían haberse considerado en muchos casos. En el catálogo se ha incluido una ficha que contempla estructuras de contención o sostenimiento (muros y espaldones).

Los muros persiguen reducir el momento de las fuerzas desestabilizadoras y mejorar el coeficiente de seguridad. Lo corriente es que se proyecten en combinación con la remodelación de la morfología, especialmente en aquellos casos en los que existe cierta necesidad de respetar límites, por ejemplo con caminos o cauces. El proyecto de un muro debe basarse en un reconocimiento exhaustivo del talud al que se quiere dar

estabilidad, particularmente los aspectos geotécnicos e hidrogeológicos. En ocasiones una misma estructura puede servir para estabilizar los residuos y canalizar la escorrentía superficial. Estas estructuras permiten también, en combinación con otras medidas, limitar la emisión de sedimentos más allá de los mismos. En proyectos de obra civil, es habitual que los muros de gravedad se construyan de hormigón en masa. Este tipo de muros debe incorporar elementos de drenaje a través del muro (tubos o mechinales), minimizando de este modo la presión hidrostática en el trasdós. Los muros de hormigón pueden aligerarse introduciendo armaduras (muros de semigravedad), hasta llegar a muros conceptualmente diseñados con hormigón armado: muros en L, con contrafuertes, etc. Hay que tener en cuenta la posibilidad de que las aguas que fluyan desde el terreno a estabilizar hacia el muro sean agresivas (ácidas y con elevado contenido en sulfatos solubles), en cuyo caso la selección del tipo de hormigón es otro aspecto decisivo. Otra opción es emplear materiales constructivos del muro que garanticen el paso de agua a su través, tales como gaviones o escolleras.

En presas, al mismo tiempo que se reduce la pendiente, también es posible proceder al refuerzo del dique adosando espaldones de escollera sobre una capa drenante y creando al mismo tiempo bermas que pueden recubrirse de coberturas de suelo de cara a la revegetación. Lo ideal, desde el punto de vista de la restauración, sería disponer de estériles mineros de buenas características para construir espaldones, tacones o paramentos adosados a los taludes de los diques, rematados con perfiles suaves, que pueden ser complementados en su parte frontal con muros de escollera para reducir la superficie necesaria. Por sí sola, la cubrición con escollera es el método que puede considerarse más básico para estabilizar taludes de presas mineras que no admiten una remodelación topográfica.

#### **8. 4. INFRAESTRUCTURAS DE DESVÍO O CANALES DE GUARDA DE LA INSTALACIÓN DE RESIDUOS**

La mayoría de las veces será necesario aplicar técnicas propias de la ingeniería hidráulica de mayor o menor entidad, para el desvío de la escorrentía o para la protección de cauces existentes. Los canales de guarda (tal y como suelen

denominarse en el ámbito minero) son aquellos canales diseñados y calculados para impedir la llegada de escorrentía superficial desde terrenos aledaños a la instalación de residuos mineros. Su objetivo, por tanto, es interceptar esta escorrentía y conducirla hasta la red natural de drenaje en un punto en el que ya no represente un problema para la instalación. Con ello se contribuye a la reducción de la generación de lixiviados por infiltración de agua a través de la masa de residuos, se reduce la posibilidad de erosión hídrica, y se mejora la estabilidad estructural siempre que se reduzca la acumulación interna de agua. Se ha señalado en numerosos trabajos que las principales causas de inestabilidad de las presas abandonadas son de naturaleza hidrológica. La acumulación repentina del agua de lluvia puede provocar la rotura del dique por desbordamiento o por erosión en el pie del mismo. Aunque una presa sea segura, desde el punto de vista hidrológico, durante la vida operativa de la misma, esto no significa que lo sea indefinidamente después de su abandono. Si se considera el empleo de una presa con una vida de 30 años que se ha diseñado para un período de retorno de 1.000 años, la probabilidad de rotura es del 3% para esa vida útil. Para los 500 años siguientes esa probabilidad se eleva al 40% (IGME, 1989). Por ello, desde el punto de vista de la reducción de riesgos, la instalación de canales de guarda o de desvío de cauces puede ser una de las decisiones más importantes, especialmente en el caso de presas mineras en ladera o valle. Como ya se comentó, en el caso de la rehabilitación de la presa Aquisgrana (capítulo quinto), parece que el fallo de la misma se podría haber evitado construyendo una vía de drenaje que diera salida al agua recogida en el valle cerrado por la presa.

La importancia de este tipo de obras, incluso en aquellos casos en los que no son necesarias grandes dimensiones, se demuestra con lo que ha podido ser constatado en algunos taludes de la zona de El Moral en las minas de Utrillas. En dichos taludes se comprobó que el efecto erosivo de la escorrentía superficial se vio favorecido por morfologías abruptas en la parte superior de los taludes y por conexiones con flujos hídricos descontrolados procedentes de estructuras mineras externas (canales de guarda rotos, pistas mineras, plataformas y bermas superiores, etc.), que podrían haberse evitado con canales funcionales. Estos “errores de diseño” pueden tener

siempre graves consecuencias, al promover el desarrollo de procesos acelerados de erosión con formación de redes de regueros (Hancock y Willgoose, 2004).

En cuanto a la naturaleza del lecho y márgenes de este tipo de canales, es muy importante que sean excavados en terreno firme. Cuando esto no sea posible en toda la extensión de la excavación necesaria, interesará que estén recubiertos de materiales de gran resistencia a la erosión y alta durabilidad (**Figura 67**). También es muy importante la incorporación de elementos de disipación de energía. El diseño de estas estructuras, debe estar orientado igualmente a una larga duración y unas mínimas necesidades de mantenimiento. Este tipo de protección ha de hacerse extensivo a los puntos de descarga sobre la red de drenaje natural, donde también pueden ser necesarios zampeados o colchones de amortiguación, protecciones de escollera, etc.



**Figura 67.** Canal perimetral (o de protección de un cauce natural) de una pequeña escombrera en Bárzana (Asturias), revestido de escollera y con pequeños saltos para reducir la energía de la corriente.

En ocasiones, como complemento a las infraestructuras de desvío de aguas, puede ser conveniente realizar plantaciones de especies arbustivas y arbóreas sobre el terreno

natural, en laderas situadas aguas arriba y en contacto con las instalaciones de residuos. El objetivo fundamental de tales plantaciones es la mejora de las condiciones de esos terrenos desde el punto de vista de la emisión de escorrentía y sedimentos, es decir, la reducción del coeficiente de escorrentía y el aumento del grado de protección del terreno. En términos generales, se buscará la implantación de vegetación leñosa, la cual, si queda bien establecida, proporciona a largo plazo una buena estabilización y protección contra la erosión. Igualmente interesantes pueden ser las plantaciones de protección de cauces situados en las inmediaciones o aguas abajo, formando franjas de amortiguación.

## **8. 5. DISEÑO DE COBERTURAS DE SUELO**

Como se ha mencionado, las instalaciones de residuos mineros abandonadas sin rehabilitación pueden considerarse áreas drásticamente alteradas (Box, 1978), es decir son superficies de terreno en las que la vegetación y la comunidad animal han sido eliminadas, los horizontes superiores del suelo se han perdido o sepultado, y los procesos normales de sucesión ecológica pueden requerir periodos de tiempo superiores a la escala de la vida humana, hasta la recuperación de la situación original u otro estado que puede no ser el mismo que el inicial. Desde el momento de finalización de los vertidos de residuos mineros, los procesos naturales pueden finalmente lograr la plena restauración de dichos terrenos, aunque lo normal es que se requiera mucho tiempo, en función de la severidad de las condiciones del sustrato (Ash *et al.*, 1994; Bradshaw, 1996). En las escombreras, las rocas extraídas en el proceso minero han sido rotas durante el mismo, y también son disgregadas gradualmente de modo diferente al verse liberadas de la presión y expuestas a los procesos de alteración. Su grado de meteorización depende pues, en un primer momento, de los procedimientos de extracción empleados e, inmediatamente después, de los procesos de alteración naturales, cuya velocidad depende ya, fundamentalmente, de la textura, de la composición mineralógica y del clima (Ashby *et al.*, 1984). En cuanto a los residuos finos procedentes de procesos mineralúrgicos, normalmente poseen unas características geoquímicas altamente desfavorables para permitir el establecimiento de vegetación (acidez, salinidad, toxicidad, etc.), con el agravante de que la fina granulometría favorece procesos de alteración

ambientalmente peligrosos. Como ya se ha mencionado en varias ocasiones, los trabajos de Hossner & Hons (1992) y Lottermoser (2007) ofrecen una visión general de la problemática planteada por estos residuos procedentes del tratamiento de minerales. Recordando lo expresado por Prach & Hobbs (2008): no se pueden esperar buenos resultados confiando solo en la sucesión ecológica en lugares en los que las condiciones abióticas son extremas, siendo preferible hacer uso de soluciones técnicas. Esto es especialmente cierto en aquellos residuos que poseen elevados contenidos en elementos potencialmente tóxicos, valores de pH muy bajos o elevado contenido en sales. De hecho, cuando se superan ciertos umbrales de toxicidad o la problemática asociada a otras propiedades físicas o químicas es muy elevada, las soluciones pasan por el diseño de sistemas de sellado o como se han venido a denominar desde diferentes aproximaciones: la construcción de coberturas secas, coberturas con suelos o sustitutos de suelo, o “tecnosoles de diseño”. La variedad de posibles situaciones es muy amplia y va desde el simple aporte de tierras obtenidas en lugares cercanos, cuando esta puede estar disponible (**Figura 68**), hasta el diseño multicapa con pruebas en parcelas experimentales.

A lo largo de todo el texto se ha considerado interesante proporcionar guías que sirvan para orientar las actuaciones sobre los residuos mineros, en base a la comparación de las propiedades de los residuos con esos umbrales de toxicidad. Es posible que sea necesario precisar todavía algunos de ellos, por lo que el tema no queda totalmente concluido y está abierto a posibles discusiones futuras. Sin embargo, durante los trabajos realizados, algunos datos y observaciones permiten identificar, aunque con las precauciones debidas al método de muestreo, algunos residuos cuya rehabilitación podría necesitar de la cubrición de los mismos. Por ejemplo, entre los casos estudiados, estarían algunos residuos de carbón de la zona del Río Cúa (León), los residuos de carbón de la corta Santa Lucía (Teruel), o la mayoría de los residuos de flotación de la cara Norte de la Sierra de Cartagena (Murcia).





**Figura 68.** Parte superior de la presa inventariada como 978-I-1-009, situada en las proximidades de El Llano del Beal (Murcia). Los residuos de flotación grises oscuros, de carácter muy ácido y ricos en elementos tóxicos, se recubrieron parcialmente con una capa delgada de tierras rojas con abundante contenido en piedras, y posteriormente fueron plantados y colonizados por la vegetación.

Es de destacar el planteamiento utilizado en la presa de Touro (La Coruña). Como se ha comentado, se programó la creación de un tecnosol de diseño que sirviera para corregir con una sola aplicación todos los problemas presentes, mejorara las características edáficas y además permitiera la implantación de vegetación y la fijación de C. Hay que reconocer el indudable nivel de conocimientos y sentido práctico invertido en dicha solución. La implantación de vegetación ha sido un éxito (en lo que influye también el extraordinario clima de la zona). No obstante, los problemas de generación de acidez con afección sobre las aguas superficiales no se quedaron resueltos totalmente, siendo necesaria la asistencia de sistemas de tratamiento pasivo que deberán estar funcionando y siendo controlados durante un tiempo indeterminado.

Para el diseño de este tipo de soluciones existen, como se ha mencionado, diversas aproximaciones, que no son incompatibles entre sí. Lógicamente, este tipo de

soluciones, por su elevado coste, se beneficia de la identificación de materiales aptos en las proximidades de las instalaciones de residuos. Un ejemplo podrían ser las escombreras de filitas grises presentes en la Sierra de Cartagena. En definitiva, los aspectos fundamentales del diseño de este tipo de sistemas de cubrición dependen muchas veces de la posibilidad de obtener materiales que puedan servir como materia prima para las coberturas, o que sean potenciales sustitutos de suelo. Es importante destacar, que estos diseños dependen extraordinariamente del clima de la zona. Por ejemplo, se ha señalado que, en climas áridos, la elevación de las sustancias solubles desde los lodos o relaves mineros varía desde los 10 cm hasta los 39 cm dentro de las coberturas superpuestas a ellos, dependiendo de las condiciones específicas de cada lugar (Barth, 1986). En climas húmedos las sales pueden llegar solo hasta 4 cm en sentido ascendente, pero en estos climas los problemas son otros: como los derivados de la posible percolación hacia los residuos, y la posibilidad de saturación de los mismos. Cualquier cobertura que se diseñe, hasta la más simple, se beneficiará de ensayos en condiciones de campo y de ser ejecutada con mucho cuidado para que funcione según lo previsto.

## **8. 6. MEDIDAS PARA EL CONTROL DE LA EROSIÓN SUPERFICIAL EN LA INSTALACIÓN DE RESIDUOS**

La erosión hídrica de los depósitos de residuos mineros abandonados puede repercutir en una merma de la estabilidad de los mismos, además de generar sedimentos que pueden tener carácter contaminante. El arrastre de sedimentos procedentes de los depósitos de residuos mineros puede afectar a propiedades limítrofes, incluyendo suelos cultivados, y a cauces o masas de agua situados en posiciones topográficamente dominadas por los mismos. Normalmente, la afección sobre los cauces debida al aporte de sedimentos procedentes de áreas mineras es un tema de mayor preocupación que sobre los suelos vecinos. Parece lógico pensar que, desde el momento en que la escorrentía superficial alcanza un canal, arroyo, reguero, vaguada, quebrada o cauce, de modo que se canaliza hacia el sistema natural de drenaje, los suelos próximos se pueden considerar relativamente a salvo la mayoría del tiempo, aunque los situados en áreas inundables con cierta periodicidad pueden recibir y



acumular contaminantes a lo largo de los años. De igual modo, se ha reconocido que uno de los grandes problemas asociados en particular con los depósitos de residuos de flotación abandonados, es el arrastre de material particulado por la acción del viento o erosión eólica. La erosión eólica puede contribuir de forma significativa a la pérdida y dispersión en el entorno del material almacenado en este tipo de depósitos mineros (Blight, 2007).

Hay que tener en cuenta que, incluso cuando se trata de residuos que admiten una cubierta vegetal, en los que se toman medidas para la implantación de vegetación, interesa controlar también los procesos erosivos hasta que la vegetación sea capaz de estabilizar la superficie. La **Figura 69** muestra el efecto protector frente a la erosión hídrica y eólica que proporciona la vegetación. Ocurre exactamente lo mismo cuando se diseñan coberturas de suelo, que pueden echarse a perder por culpa de procesos erosivos.

Las medidas a tomar para el control de la erosión se complementan con otras (remodelado, canales de guarda y revegetación, fundamentalmente), y no tienen por qué ser complejas. Sin embargo, este tipo de medidas se pueden considerar imprescindibles, puesto que será prácticamente imposible que un depósito de residuos en proceso de rehabilitación llegue a conformarse completamente con pendiente suave, y porque estará desprotegido durante un tiempo más o menos prolongado. El objetivo de estas medidas es evitar la generación de sedimentos en pendientes, antes de que el agua de escorrentía superficial alcance vías naturales o artificiales de drenaje, y reducir la energía erosiva de las aguas de escorrentía que las atraviesan, puesto que son mayoritariamente permeables.



**Figura 69.** Arriba: efecto protector frente a la erosión eólica de la existencia de un taray (*Tamarix* sp.), lo que puede apreciarse por el escalón generado por debajo de la copa del árbol, en la presa 805-II-4-001 (Castuera, Badajoz). Abajo: protección completa frente a la erosión proporcionada por una pradera sobre la superficie de la presa minera 34-III-4-001 (Cartes, Cantabria).

Se ha tenido que hacer un esfuerzo de búsqueda importante, pensando cuáles, de las numerosas prácticas que se describen en la bibliografía referente a control de la erosión, pueden ser de mayor utilidad y más fácilmente adaptables a la realidad de las instalaciones de residuos mineros abandonadas. La instalación de barreras de sacos o de balas de paja, o la construcción de caballones, son ejemplos de prácticas sencillas y recomendables que han sido consideradas en el catálogo. En general funcionan bien para superficies pequeñas, lo que siempre se puede conseguir reduciendo el espaciamiento entre ellas (la distancia medida en sentido perpendicular a las mismas). También se han incluido los canales de contorno. Se ha remarcado la importancia de que estos confluyan con la red de drenaje perimetral o con algún cauce natural en

condiciones no erosivas. Todas ellas han de considerarse de carácter temporal, especialmente las dos primeras, por lo que han de adoptarse siempre medidas complementarias como las que están orientadas a establecer una cubierta vegetal.

Entre los documentos consultados es posible destacar un ejemplo muy interesante. Se trata de la actuación realizada en las superficies remodeladas de mayor pendiente de la escombrera de interior sita en Mina Emma (Puertollano), donde se construyeron terrazas granadinas modificadas (en esencia son caballones de piedras sueltas), aprovechando una operación de despredregado con un buldócer cuya hoja empujadora era una parrilla que actuaba reteniendo y amontonando las piedras mayores.

En determinados casos, pueden ser aplicables las técnicas de corrección de cárcavas, especialmente cuando estos procesos erosivos son importantes y no es factible una remodelación de los taludes. Parece ser que si se han formado cárcavas, las prácticas vegetativas no son eficaces por sí solas para controlar el proceso erosivo, debido a las altas velocidades que pueden alcanzar los flujos concentrados. Este tipo de técnicas, conocidas como bioingeniería del suelo, suele combinar obras hidráulicas (fundamentalmente diques), estructuras mecánicas complementarias, y tratamientos biológicos, que permiten controlar la acción erosiva y generar condiciones propicias para la colonización vegetal y el relleno paulatino de la cárcava. En el catálogo se ha dedicado una ficha particular a tales técnicas, pues se ha considerado que podrían ser de utilidad en muchos casos.

Otra técnica que puede tener mucho interés en proyectos de rehabilitación de instalaciones de residuos abandonadas es el acolchado o mulching. Es una técnica de origen agrícola que consiste en establecer una cubierta artificial sobre la superficie del suelo para protegerlo, simulando el efecto protector de una formación vegetal que aún no esté establecida, o que se encuentre en periodo de nascencia después de una siembra, o que, estando ya establecida, no ofrezca todavía la suficiente cubrición del terreno como para protegerlo de la erosión. No son sustitutos del suelo, aunque la aplicación de un mulch como capa protectora puede mantener la estabilidad del suelo dentro de niveles aceptables durante el tiempo que puede ser necesario para la

implantación de vegetación, e incluso mejorar el crecimiento vegetativo de las primeras fases hasta que la estabilización sea permanente. Cuando se aplica un mulch, éste ha de ser esparcido sobre la superficie del suelo o ligeramente incorporado (mezclado) con los primeros centímetros superficiales, mientras que la realización de una enmienda orgánica conlleva usualmente una incorporación a toda la zona radicular (Slick & Curtis, 1985). Aunque en nuestro país esta práctica ha sido poco documentada, el acolchado con mulch orgánico ha sido muy empleado desde hace bastante tiempo para cubrir siembras realizadas sobre residuos mineros, con el objeto de proteger el suelo y las semillas frente a la erosión hídrica y eólica (p. ej.: Ludeke *et al.*, 1974; Jones *et al.*, 1975).

Otro material que puede tener mucho interés en la protección de residuos finos de flotación es la piedra o roca suelta. A diferencia de los materiales orgánicos, su duración puede ser teóricamente muy prolongada en el tiempo. El mulch de piedra, o dicho de otro modo, el empedrado, ha sido empleado durante milenios para la protección de la erosión y la mejora de la productividad de los cultivos, especialmente en ambientes áridos. El esparcido y distribución de este tipo de cubierta está condicionado a las condiciones de trabajo de la maquinaria de movimiento de tierras (buldóceres, palas cargadoras). Aunque pueda parecer contraproducente, en determinadas ocasiones la cobertura con una capa de zahorras, rocas fragmentadas o gravas, puede ser beneficiosa para la implantación de vegetación leñosa. De hecho es una posible vía de solución a la competencia que la vegetación herbácea ya establecida opone a la plantación de árboles y arbustos, colocando una buena capa de mulch de piedra en los rodales de plantación. Una cobertura de varios centímetros de roca machacada con predominio de tamaños superiores a los de grava gruesa y piedras, y cobertura superior al 80 %, puede reducir la erosión teóricamente hasta la décima parte. Hay que tener en cuenta que la posibilidad de encontrar materiales pétreos útiles para este tipo de protección puede ser elevada en áreas mineras, a partir de escombreras de rocas duras, siempre que no puedan generar problemas físicos o químicos por procesos de alteración.

En casos extremos (alta aridez, gran erodibilidad o torrencialidad de las lluvias) pueden considerarse como alternativa al empleo de materiales sueltos de acolchado las redes o mantas orgánicas, que se superponen al terreno, extendidas siguiendo ciertas normas de colocación (fijación al terreno, solapamiento de bandas, etc.), y se anclan mediante grapas o piquetas de acero corrugado o estacas de madera. Como ocurre con los materiales de acolchado, no son un sustituto del suelo, aunque proporcionen una ayuda para el establecimiento de la vegetación. Las redes y mantas orgánicas son materiales prefabricados biodegradables, creados para proporcionar protección frente a la erosión en taludes o superficies de gran pendiente. Las redes (especialmente las de coco) pueden usarse para sujetar un material de acolchado esparcido previamente, cuando las pendientes superan un determinado valor. Dependiendo de las circunstancias, a partir de un 33% ( $\approx 18^\circ$ ), el acolchado puede resultar ineficaz sin un complemento de sujeción. En general, las redes y mantas son recomendables para pendientes elevadas y para recubrimiento de vías de drenaje. En este caso se han de seguir unas normas especiales de colocación. También pueden ser muy útiles en pendientes menores que requieren mayor protección (vertientes a cauces) o superficies generadoras de polvo cercanas a poblaciones. El interés de esta práctica, aunque costosa, es innegable en muchas instalaciones mineras abandonadas. Como ejemplo de estas prácticas, puede citarse el caso de la escombrera de Arlanza en El Bierzo, donde se emplearon conjuntamente mulch de heno portador de semillas y redes orgánicas. Junto a otras mejoras introducidas, esto ha permitido buenos resultados de implantación de la vegetación con pendientes muy fuertes, contando, eso sí, con un coste elevado en mano de obra invertido en las operaciones de rehabilitación.

## **8. 7. ESTRUCTURAS PARA LA RETENCIÓN Y TRATAMIENTO DE EFLUENTES Y SEDIMENTOS**

Desde el punto de vista de los procesos de contaminación de suelos y aguas asociados a la explotación de minerales, la principal preocupación procede de los residuos procedentes de la extracción y el beneficio minero, en especial, de los residuos ricos en sulfuros metálicos con capacidad de generar drenaje ácido. Desde el punto de vista

geoquímico, este tipo de aguas se caracteriza por su elevada acidez (altas concentraciones de  $H^+$  disuelto), con valores de pH muy bajos y altas concentraciones disueltas de sulfato ( $SO_4^{2-}$ ), hierro y otros elementos potencialmente contaminantes (As, Cu, Cd, Pb, Zn, etc.) (Lottermoser, 2007), alcanzando concentraciones de decenas y centenas de miligramos por litro. Este problema a veces pasa desapercibido. La oxidación de los sulfuros no ocurre de modo que se liberen todos sus productos de oxidación al estado disuelto en un solo paso. Más bien, es común que dicha meteorización tenga como resultado, inicialmente, la acumulación de minerales secundarios (los llamados minerales generadores de acidez), que efectivamente almacenan acidez temporalmente en la zona no-saturada (Bayless & Oliphant, 1993). Estos minerales comprenden varios hidróxi-sulfatos de hierro, y sulfatos ácidos hidratados de hierro y otros metales, algunos de los cuales son muy solubles en agua.

Sin que existan problemas de generación de acidez, en tanto la superficie de los depósitos de residuos no haya sido estabilizada, existe un riesgo permanente de emisión de efluentes que pueden estar enriquecidos en elementos potencialmente tóxicos. Por ejemplo, en Arranz-González (2006) se aportan datos que permiten esperar que exista capacidad neta de generación de acidez en capas profundas de estériles mineros de carbón, debido a la existencia de azufre pirítico en cantidad suficiente para que ello ocurra, aunque en superficie esto ya no es esperable. En esos suelos sucederá previsiblemente algo semejante a lo descrito por Horbaczewski (2007). Este autor, mediante el control del contenido en piritita a diferentes profundidades de suelos mineros reconstruidos en minas de lignito, comprobó como éste se redujo significativamente a lo largo de un periodo de diez años (1987-1997), lo que habría de continuar hasta la práctica desaparición de la piritita pasados unos 25 años. Como contrapartida, durante los años 1992 a 2002, el contenido de sulfatos en las aguas superficiales creció fuertemente para, seguidamente, iniciar una lenta disminución. Algo parecido puede estar ocurriendo, por ejemplo en El Bierzo, donde puede haber muchos residuos mineros que en superficie ya no tienen capacidad de generación de acidez, e incluso están cubiertos de vegetación, pero pueden tenerla en capas profundas, por lo que el agua que los atraviesa, si tiene salida en puntos de

menor cota, todavía es capaz de alterar la calidad de las aguas superficiales del entorno.

Los métodos de tratamiento convencionales de aguas procedentes del lixiviado de residuos mineros tienen un coste elevado, por lo que difícilmente podrán ser aplicados a las instalaciones de residuos mineros cerradas o abandonadas, máxime teniendo en cuenta que el problema puede llegar a perdurar varios cientos de años (Younger, 1997). La alternativa al tratamiento convencional lo constituyen los métodos de tratamiento pasivo, debido a su bajo coste de construcción, fácil operación y mantenimiento, y buena eficiencia en el tratamiento, lo que permite que el coste pueda ser asumido durante períodos de tiempo relativamente largos, pero asumibles en el marco de un plan de seguimiento y control (20 a 40 años). Los métodos de tratamiento pasivo se basan en los mismos procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los humedales naturales (*wetlands*), en donde se modifican las condiciones de potencial de óxido-reducción y pH de los drenajes de mina, de forma que se favorezca la formación de especies insolubles y la retención de cationes metálicos (López-Pamo *et al.*, 2002). Entre los métodos pasivos que más se han utilizado destacan los canales calizos abiertos, los humedales aerobios, los humedales anaerobios o balsas orgánicas, los drenajes anóxicos calizos (ALD, *Anoxic Limestone Drains*), los sistemas sucesivos de producción de alcalinidad (SAPS, *Successive Alkalinity Producing Systems*, **Figura 70**) y las barreras reactivas permeables, cuando se trata de flujos subterráneos o subálveos (PRB, *Permeable Reactive Barriers*).





**Figura 70.** Construcción de un sistema SAPS en las proximidades del arroyo Rodrigatos (León).

Por lo general, en los sistemas pasivos se recurre al uso de material alcalino para neutralizar la acidez, a substratos orgánicos para crear ambientes reductores y al empleo de bacterias para catalizar las reacciones y acelerar los procesos que forman precipitados (López-Pamo *et al.*, 2002). En general los humedales aerobios pueden tratar aguas con alcalinidad neta, los drenajes anóxicos calizos tratan aguas con bajo contenido en Al,  $Fe^{3+}$  y oxígeno disuelto, y los humedales anaerobios y SAPS pueden



tratar aguas con acidez neta y elevadas concentraciones de Al, Fe<sup>3+</sup> y oxígeno disuelto. En la práctica, estos métodos se emplean solos o combinados, dependiendo del tipo de drenaje ácido y de los requerimientos de tratamiento. La selección del tipo de tratamiento pasivo aplicable en cada caso viene determinada por las características físico-químicas de las aguas, como se explica en la correspondiente ficha del catálogo. En primera instancia, se puede realizar una aproximación al tratamiento pasivo más adecuado, conociendo el caudal de drenaje, la acidez o alcalinidad neta de las aguas, el contenido de oxígeno disuelto y el contenido de hierro y aluminio disueltos (por ser las especies metálicas que tamponan el pH en los drenajes ácidos de mina). Existe cierto solapamiento de los rangos de aplicación de cada tratamiento pasivo, sin olvidar que se requiere habitualmente el empleo combinado de dos o más métodos para tratar un determinado tipo de aguas.

En las dos últimas décadas se han investigado diversos métodos de tratamiento pasivo y se ha comprobado que dan buenos rendimientos en la neutralización del pH y en la eliminación de metales pesados. En España se han realizado ensayos con este tipo de tratamientos. Por ejemplo, para tratar el agua de mina que empezó a surgir en 1995 por una galería de acceso de la mina Troya, se viene utilizando la presa de residuos de flotación a modo de humedal aeróbico, como ya se explicó. Las aguas de mina se conducen mediante un canal a la antigua balsa de decantación donde los metales disueltos se oxidan e hidrolizan, precipitando como oxi-hidróxidos en el pH neutro de las aguas receptoras (Iribar *et al.*, 1999). En la mina de Lignitos de Meirama (A Coruña), desde 1998, se ha venido experimentando con dos líneas de tratamiento pasivo. La primera es de flujo horizontal, compuesta por una balsa orgánica y una ALD, con lo que se consigue eliminar un 82% de Fe y cerca del 89% de Al, y llevar el pH a neutralidad. La segunda línea es de flujo vertical y está formada por un SAPS y un humedal aerobio, en donde se logra incrementar el pH hasta 5,4 y unas eliminaciones del 57% de Fe y 50% de Al (Mataix, 1999). En las instalaciones de residuos mineros de Touro (Galicia), se ha utilizado como sistema de tratamiento pasivo de aguas ácidas la instalación de humedales reactivos mejorados con la aplicación de tecnosoles ricos en componentes reductores y materia orgánica, obteniendo como resultado la elevación del pH (3,1 a 7,8), el descenso de la conductividad eléctrica, de la concentración de sulfatos, de la

práctica totalidad de los elementos metálicos y, sobre todo, la eliminación del Al hasta valores tolerables para la vida acuática (Macías García *et al.*, 2009).

Las barreras permeables reactivas están constituidas por un medio permeable, compuesto por materiales geoquímicamente escogidos para la eliminación de contaminantes, situado perpendicularmente a la dirección de flujo de las aguas que se desea tratar. Estos materiales se colocan en trincheras longitudinales o huecos. El relleno de dichas barreras debe escogerse en función de los contaminantes presentes en las aguas, empleándose a menudo sustratos orgánicos biodegradables, fragmentos de roca caliza, hierro de valencia cero, purines, compost o incluso barros rojos (residuos procedentes de la metalurgia del aluminio con un  $\text{pH} > 13$ ). La fracción orgánica de estas barreras contribuye a la proliferación de bacterias reductoras de sulfatos y contribuye a la adsorción de contaminantes. Por otra parte, la adición de reactivos alcalinos contribuye al incremento del pH, mejora el proceso de reducción de sulfatos y permite la precipitación de metales como hidróxidos o carbonatos (Vicente, 2015). La principal limitación de las barreras reactivas semipermeables es la reducida vida útil, que obliga a la apertura y reposición del material reactivo al quedar colmatado con los precipitados y recubrimientos formados. Un caso de especial interés es la barrera piloto construida en octubre de 2000 para tratar las aguas ácidas del acuífero aluvial del río Agrio, en las inmediaciones de la mina de Aznalcóllar (Sevilla). La descripción de dicha barrera y del proceso constructivo ha sido documentada por Alcolea *et al.* (2001).

Como conclusión, los métodos de tratamiento pasivo han demostrado alcanzar buenos rendimientos en la neutralización de la acidez y en la eliminación de metales de los drenajes de mina, y, por su sencillez y bajos costes relativos de construcción y mantenimiento, se muestran como una alternativa razonable en el tratamiento de drenajes procedentes de instalaciones de residuos mineros cerradas o abandonadas. Sin embargo, pueden existir restricciones con respecto al caudal del agua influente, siendo especialmente adecuados para el tratamiento de caudales no demasiado grandes. La selección del tipo de tratamiento (o su combinación) se debe realizar caso por caso. Además, pese a que los costes de construcción y mantenimiento son

relativamente bajos, no están exentos de una supervisión y, en ocasiones, de una regeneración de los sistemas, si llegan a una saturación de la capacidad de tratamiento.

Por otro lado, en ausencia de drenajes ácidos, puede ser necesario recoger los sedimentos hasta que un depósito de residuos no esté completamente rehabilitado. En este caso pueden construirse balsas de decantación, las cuales son las últimas estructuras que se disponen en la cadena de procesos de erosión desde los depósitos a los cauces del entorno. Sus funciones son: retener las aguas durante un período de tiempo suficiente que permita clarificarlas al decantarse los sólidos que arrastran en suspensión y posibilitar el almacenamiento de esos materiales hasta que se realice la limpieza de dichas estructuras (**Figura 71**).



**Figura 71.** Balsa de decantación o humedal artificial para el control de sedimentos en las Minas de Utrillas (Teruel).

Las balsas que más se utilizan son de dos tipos: las excavadas en el propio terreno, con o sin revestimiento, y las construidas como pequeñas presas de tierra. En cuanto a la capacidad de las balsas, ésta debe ser tal que permita retener un determinado porcentaje de los sólidos en suspensión y, simultáneamente, un volumen suficiente para su almacenamiento durante cierto período de tiempo. Una posibilidad por

ejemplo, es diseñarlas para un volumen capaz de albergar los sedimentos producidos durante 3 o 5 años, estimándose estos a partir de la Ecuación Universal de Perdidas de Suelo o cualquier otro método empírico. En la correspondiente ficha se dan indicaciones sobre estos elementos del proyecto de rehabilitación.

## **8. 8. ENMIENDAS PARA LA CORRECCIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL TERRENO**

Ya se mencionó que no todos los residuos mineros abandonados son tan problemáticos, desde el punto de vista de su toxicidad, existiendo algunos que, potencialmente, pueden ser sustratos adecuados para sostener vegetación. Todo dependerá de haber realizado una buena caracterización de los mismos. Esto viene a significar que, en ocasiones, es posible proporcionar incrementos en la fertilidad y mejoras en la estructura y capacidad de retención de agua de los estériles mineros mediante vías alternativas a la cubrición con horizontes superficiales de suelos nativos (tierra vegetal) (Bradshaw *et al.*, 1973). De hecho, es cierto que desde los años cincuenta se han llevado a cabo trabajos de restauración de terrenos mineros en los que, de manera obligada, ha habido que prescindir de la reposición de materiales edáficos superficiales. Además, esta será la tónica general a la hora de plantear la rehabilitación de muchas instalaciones de residuos abandonadas en las que no se superan ciertos umbrales de toxicidad. Cuando esto ocurre, es cuando los residuos mineros están cerca de ser capaces de sostener crecimiento vegetal, y el conocimiento de las características físico-químicas de los materiales donde se pretende establecer vegetación merece ser abordado desde una perspectiva edafológica.

En los estudios realizados se ha observado que determinados tipos de residuos mineros, por sí solos, permiten el establecimiento de una cubierta vegetal, incluso en condiciones climáticas poco favorables, como es el caso de algunas presas mineras cercanas a Portmán (Murcia). En condiciones climáticas mejores también se han encontrado casos de residuos que permiten la colonización de la vegetación, como en la zona de Valdesamario (León) o la de Mijarajos (Reocín, Cantabria). Sin embargo, lo normal es que se tengan que introducir mejoras edáficas, para promover el desarrollo

vegetal. Es por esto que la mayoría de los trabajos de caracterización de las capas superiores de residuos en escombreras o residuos de flotación se ha inspirado muchas veces en patrones agronómicos para reconocer el nivel de fertilidad o valorar la capacidad productiva, aunque se han ido incorporando también análisis más específicos de parámetros bioquímicos y microbiológicos, tanto para la valoración inicial como para los trabajos de seguimiento o monitoreo de los procesos de rehabilitación. Por ejemplo, entre los trabajos revisados sobre este tipo de valoraciones, son dignos de destacarse algunos de los que se han desarrollado en España. Entre ellos, merecen ser citados los realizados sobre estériles mineros y superficies de escombreras mineras en las explotaciones de lignitos de Meirama y As Pontes (p. ej.: Leiros de la Peña *et al.*, 1989; Gil Sotrés *et al.*, 1992; Monterroso *et al.*, 1993). Los estudios abarcaron desde la medida de parámetros edáficos corrientes (pH, materia orgánica fácilmente oxidable, nitrógeno total y textura, además de óxidos totales, complejo de cambio y estudio mineralógico de las fracciones tierra fina y arcilla), pasando por contenidos en piritita y máximo potencial de generación de acidez, hasta contenido en metales pesados totales y extraídos con DTPA. Por su interés, es necesario subrayar que también se efectuaron análisis de la actividad microbiana de muestras de estériles mineros, de modo que pudieron compararse los valores de actividades enzimáticas obtenidos con los conocidos para suelos naturales de Galicia. Los resultados de estos estudios han llevado a que, en las dos grandes explotaciones de lignito gallegas, se haya tendido a prescindir del recubrimiento final con tierra vegetal (entendida como horizontes más o menos superficiales de suelos nativos), por razones fundamentalmente económicas. Incluso, en As Pontes, las primeras superficies restauradas con capas de tierra vegetal sobre estériles pizarrosos generadores de acidez han resultado peores que todas las superficies conformadas posteriormente con estériles preseleccionados.

Lo normal es que los materiales que vayan a quedar en la superficie se estabilicen con vegetación, ya sean los propios residuos mineros de la instalación, o cualquier clase de otros materiales de cubrición. Para ello, la mayoría de las veces es necesario realizar enmiendas. Incluso cuando se utilicen materiales edáficos o tierra vegetal para formar la capa más superficial de estos nuevos suelos puede resultar necesario mejorar el

nivel de fertilidad. Como es sabido, nitrógeno, fósforo y potasio son los nutrientes considerados mayores para las plantas, y junto con calcio, azufre y magnesio son los elementos esenciales abundantes o macroelementos, a los que se suman los oligoelementos: boro, hierro, cinc, manganeso, cobre, molibdeno y cloro. Como ya se comentó, las carencias más estudiadas en estériles mineros se refieren al N y P, pues usualmente, los contenidos en elementos menores son adecuados para el desarrollo vegetal, y los elementos nutritivos que aparecen en concentraciones limitantes en estos suelos suelen ser los citados N y P, a los que se une el Ca y Mg en suelos ácidos (Sandoval *et al.*, 1973; Smith *et al.*, 1987; Daniels & Zipper, 1988). Por ello, los aportes de N y P pueden resultar necesarios casi siempre, y dependerán de los niveles existentes y de la cubierta vegetal proyectada. Hay que señalar que, habitualmente, se ha tendido a abonar en exceso sobre terrenos mineros. Como afirmaron Seoane *et al.* (1995), en referencia a estériles de Meirama “el riesgo de contaminación por transferencia de iones al medio puede parecer poco importante dada la escasez del estéril en elementos solubles o cambiabiles; sin embargo, estas pérdidas pueden llegar a ser importantes cuando se añadan fertilizantes al estéril, operación imprescindible para su revegetación. Los elementos en forma iónica son retenidos en los suelos en posiciones de cambio, pero si éstas se encuentran ausentes, los elementos añadidos quedan en la solución del suelo, con lo que se posibilita su pérdida por lavado”. Además de esto, no es posible, ni razonable, repetir operaciones de fertilización de manera prolongada en proyectos de rehabilitación. La garantía de la sostenibilidad a largo plazo del sistema pasará por la fijación biológica del N y el reciclado del P, con intervención de la materia orgánica.

Por otra parte, la materia orgánica es un componente esencial, debido a que estabiliza y une a las partículas del suelo en agregados estructurales, mejora la capacidad del suelo para almacenar y permitir el flujo de agua y aire, proporciona nutrientes, incrementa la capacidad de intercambio catiónico y disminuye la posibilidad de compactación. Por ello, el contenido en materia orgánica es considerado uno de los indicadores más útiles para la evaluación de la calidad y estabilidad del suelo (Larson & Pierce, 1994). Consecuentemente, de todas las enmiendas que pueden ser necesarias, la enmienda orgánica parece imprescindible, por lo menos hasta que la vegetación

implantada produzca suficiente biomasa. Para la mejora de los niveles de materia orgánica en trabajos de rehabilitación, en España se han probado toda clase de residuos orgánicos: heno, paja de cereal, estiércol y purines, o lodos de depuradora compostados. Buena parte de la bibliografía sobre restauración de terrenos mineros en nuestro país contiene datos y comentarios a propósito de los aportes orgánicos realizados en ensayos de rehabilitación. Sin embargo, en casos reales, no limitados al terreno experimental, han predominado claramente las adiciones de estiércol, paja o purines. La importancia de la aplicación de enmiendas orgánicas ha llevado a incluir una ficha en el catálogo, donde se discuten las mejores opciones y se menciona el interés de emplear materiales compostados de diverso origen (materiales que entran en la categoría de abonos o enmiendas orgánicas del Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes).

Merece la pena comentar que se ha insistido mucho en el posible interés de la aplicación de lodos de depuradora. Idealmente interesarán aquellos procedentes de aguas residuales sometidas a tratamiento primario y secundario, y después sometido a digestión aerobia o anaerobia. Adicionalmente puede aplicarse un método específico de desinfección. Los lodos pueden ser aplicados en forma líquida (esparcido o inyectado) o sólida (esparcido o enterrado). En general, el lodo desecado parece ser más recomendable por su menor coste de transporte y distribución. El potencial de los lodos para la restauración eficaz de terrenos mineros es tremendo, en palabras de Sopper (1992). Sin embargo, es necesario contemplar una serie de precauciones, especialmente en lo que se refiere al contenido en metales pesados que se puedan añadir con los lodos a los que ya tienen los residuos mineros. Por suerte, existe una guía que puede servir para analizar la idoneidad de la aplicación de lodos de depuradora en estos casos. En ella se afirma que en suelos muy ácidos ( $\text{pH} < 5,5$ ), no es aconsejable aplicar lodos de depuradora en la restauración de terrenos, sobre todo cuando son también muy arenosos (Alcañiz *et al.*, 1996). Tampoco es demasiado adecuado cuando la salinidad es alta.

Otra enmienda típica aplicada a residuos mineros de carácter ácido es el aporte de encalantes. Los más comunes en España han sido la caliza o dolomía pulverizada, las

cenizas de central térmica o los lodos de aserrado del mármol. El encalado o aporte de enmiendas para la neutralización de la acidez es una práctica secular para paliar los efectos de la acidez del suelo. En suelos con problemas de acidez, el encalado puede proporcionar los siguientes beneficios (USDA, 1999):

- Reducción de la posibilidad de toxicidades derivadas del elevado nivel de Al y Mn (y de otros elementos) en la solución del suelo.
- Aumento de la actividad microbiana.
- Mejora de la estructura del suelo.
- Aumento de la capacidad de fijación de N por parte de los sistemas diazotróficos ligados a las leguminosas.
- Aumento de los niveles de Ca y Mg asimilables.

Conviene advertir que el encalado tradicional puede solucionar problemas de acidez en suelos y estériles mineros hasta cierto punto: mientras existan sulfuros remanentes, la generación de acidez continuará y el problema volverá a aparecer. Incluso años después de la aplicación de prácticas de rehabilitación, y habiendo sido implantado algún tipo de cubierta vegetal, puede volver a generarse acidez, produciéndose un decaimiento de la vegetación. Si esto ocurre, pueden ser necesarias nuevas aplicaciones de mantenimiento. En determinadas ocasiones, la meteorización de ciertos residuos mineros abandonados han llevado a unas condiciones que permiten considerarlos sistemas hiperácidos o ultra-ácidos, con valores de pH inferiores a 3,5, gran actividad de bacterias acidificantes y fuerte elevación del potencial redox. En tales casos, es muy posible que la enmienda no sea ya una solución, por las ingentes cantidades que se necesitarían, pudiendo plantearse otras opciones tales como la cobertura o el sellado.

Generalmente, los problemas asociados a valores elevados de pH en residuos mineros abandonados son de mucha menor importancia. Sin embargo, en ciertas regiones se puede dar la circunstancia de un predominio de valores muy altos de pH con contenidos importantes de As y Se, como es el caso de numerosas presas mineras de residuos de flotación del distrito minero de Linares-La Carolina (en España) (Arranz González *et al.*, 2017). Por ello, se ha incluido en el catálogo una ficha dedicada a la



corrección del pH, en la que se comentan también las posibilidades de rebajarlo, además de las más habituales prácticas de encalado.

## **8. 9. MEDIDAS PARA EL ESTABLECIMIENTO DE UNA COBERTURA VEGETAL: SIEMBRAS Y PLANTACIONES**

Después de una revisión de la literatura existente, se concluye que la fitoestabilización, por su menor costo y mayor sencillez de aplicación, será generalmente una técnica más conveniente que la fitoextracción de cara a su aplicación en residuos mineros con contenidos elevados de elementos tóxicos. La fitoestabilización consiste en la inmovilización y reducción de la biodisponibilidad de ciertos elementos potencialmente tóxicos mediante la revegetación. Con ella no se busca la remoción de dichos contaminantes del sustrato, sino la estabilización física y química en la rizosfera, previniendo la erosión del suelo y minimizando el transporte (Vangronsveld & Cunningham, 1998). El reto para la fitoestabilización es identificar plantas nativas (**Figura 72**) que no acumulen elementos tóxicos en las partes aéreas, así como definir los insumos mínimos necesarios para el establecimiento (fertilización, irrigación, etc.) (Méndez & Maier, 2008a, b).

Por otro lado, en aquellos residuos que no presentan problemas de acidez, sales, o elementos tóxicos, como algunos de los procedentes de la minería de carbón, normalmente el objetivo final ha sido revegetar, con un enfoque más o menos atento a consideraciones ecológicas, en el que se emplea la vegetación con el objetivo de estabilizar físicamente un terreno degradado. En ambos casos, es necesario introducir vegetación sobre la superficie final del depósito de residuos. Se han dedicado varias fichas del catálogo a estos aspectos, con lo que se cubre lo más fundamental sobre la selección de técnicas de introducción de la vegetación, incluyendo una dedicada a la técnica de hidrosiembra, que ha sido masivamente empleada, por ejemplo, en As Pontes (La Coruña) o en Guardo (Palencia). Como se señala en la correspondiente ficha del catálogo, es posible obtener una orientación sobre qué aspectos son importantes para planificar una hidrosiembra dentro en un proyecto de rehabilitación consultando la Norma Tecnológica sobre hidrosiembras NTJ 08 (COITAPAC, 1996).



**Figura 72.** Plantaciones experimentales de vegetación nativa para la fitoestabilización de la presa minera (tranque de relaves) Cauquenes (Chile). Fotografía cedida por Mauricio Lemus.

De los trabajos realizados se deduce que la vieja discusión sobre si hay que establecer primero vegetación herbácea o leñosa usando siembras o plantaciones, no queda resuelta. Cuando el clima es suficientemente húmedo, como en el norte de Palencia o en Galicia, las formaciones herbáceas (incluso de variedades comerciales) han sido siempre beneficiosas. También han funcionado bien en Puertollano. Las dudas sobre la competición por el agua del suelo surgen sobre todo en climas muy secos y terrenos en pendiente. No cabe duda de que el empleo de especies autóctonas puede ser recomendable siempre en estos casos, así como el uso de especies pratenses anuales o cereales (centeno, avena, cebada). La variedad de especies citadas en la bibliografía revisada, tanto la que se refiere a colonización natural como a vegetación introducida artificialmente es muy grande, como corresponde a la gran variedad de situaciones estudiadas y, por ello, puede ser un material útil para planificar actuaciones de introducción de vegetación, puesto que muchas de ellas se pueden encontrar ya en casas de semillas comerciales y viveros.

De lo que no cabe la menor duda es del extraordinario papel que puede reconocerse a las especies leguminosas arbustivas como elementos importantes para la estabilización a largo plazo en proyectos de rehabilitación, debido sobre todo a que mejoran la fertilidad del suelo por su capacidad de fijar nitrógeno atmosférico (Pugnaire *et al.* 1996). De los trabajos revisados, sobre terrenos mineros, se destacan claramente los géneros *Retama*, *Genista*, *Cytisus*, *Adenocarpus*, o *Ulex*, como leguminosas arbustivas de abundante biomasa y con efectos facilitadores para otras especies. Igualmente, se ha visto que existen otras especies arbustivas de mucho interés para formar lo que se han denominado islas de fertilidad (Garner & Steinberg, 1989). Destacan los parches de vegetación de mayor porte, con una mayor diversidad de especies y aparente buen estado de desarrollo, que algunos autores han descrito en presas mineras de la cara Sur de la Sierra de Cartagena (Párraga-Aguado *et al.*, 2013).

#### **8. 10. PROGRAMA DE SEGUIMIENTO Y CONTROL**

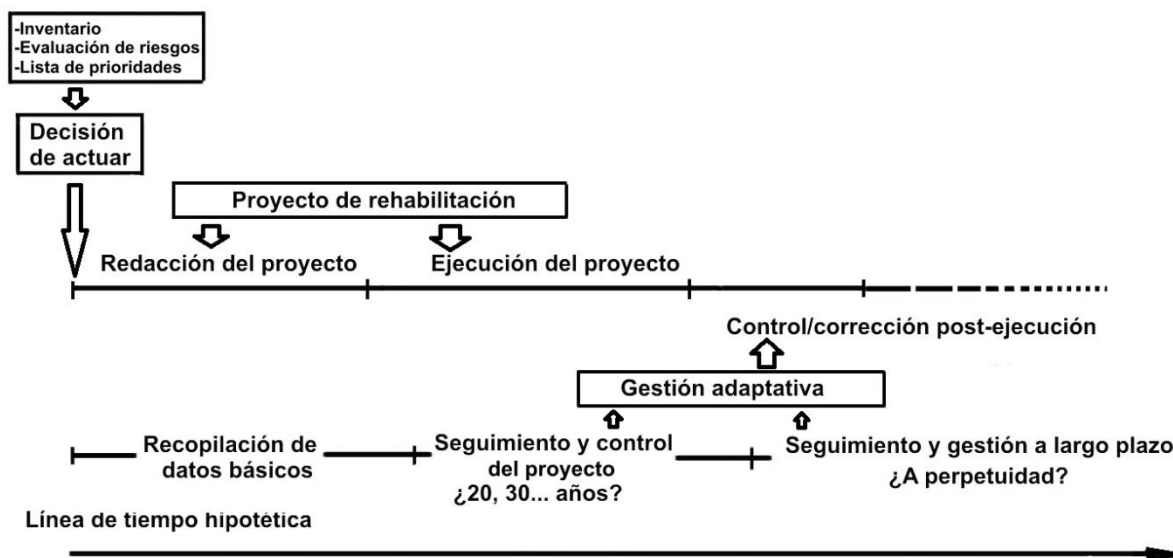
Para la gran mayoría de los depósitos de residuos abandonados existentes, la información que sería necesaria para caracterizarlos correctamente no existe. Por ello, superada la fase de inventario y evaluación de riesgos, si se decide actuar sobre un determinado emplazamiento que ocupa posiciones altas en la teórica lista de prioridades de actuación, será necesario realizar nuevos trabajos de prospección de mayor detalle que el empleado para la evaluación de riesgos, incluyendo la obtención de nuevos datos, de cara a cuantificar y definir los objetivos, así como para diseñar medidas al nivel que requiere un proyecto de remediación o rehabilitación realista. Esto podría formar parte de una posible serie de estudios básicos previos a la redacción de un proyecto de rehabilitación. Del mismo modo, se ha comprobado que los proyectos de rehabilitación que han proporcionado mejores resultados se han servido muchas veces de la investigación sobre la respuesta de las medidas que se pueden adoptar, incluyendo parcelas de experimentación o ensayos de campo. Dado que es recomendable la consulta a las partes interesadas de cara a la toma de decisiones sobre las medidas correctoras a adoptar, estos estudios previos pueden ser la base para la discusión y el acuerdo. Si no se incluyen estas actividades dentro de los estudios previos, esta posibilidad debería poder contemplarse durante la ejecución del

proyecto, aunque se demore la implementación del mismo. En cierto modo puede esperarse que la entidad promotora del proyecto de rehabilitación de una instalación de residuos abandonada pueda permitirse un lapso de tiempo más prolongado que lo que suele ser habitual en proyectos mineros activos, aunque esto exija también una cierta labor de comunicación y acuerdo con todas las posibles partes interesadas o afectadas por el proyecto.

También puede ser necesario consensuar con las partes interesadas el llamado programa de seguimiento. Este programa de seguimiento debe ir más allá del control del cumplimiento de prescripciones técnicas del proyecto de rehabilitación, y de la verificación del logro de los objetivos a corto plazo. El programa de seguimiento (o vigilancia) y control pretende controlar el cumplimiento de todas las medidas correctoras que se hayan adoptado, así como instrumentar un plan a medio plazo que establezca controles capaces de detectar las desviaciones de los efectos previstos en las medidas correctoras, pues muchos de los efectos son estimados de manera predictiva y la eficacia de las medidas correctoras propuestas no está probada en todas las situaciones. Por todo ello, el plan de seguimiento y control debe funcionar como un sistema abierto con capacidad para modificar, cambiar o adaptar el proyecto o las situaciones que se planteen (IGME, 1989). Esto viene a ser lo mismo que admitir que el conjunto de acciones a desarrollar puedan requerir algunas modificaciones con posterioridad a su ejecución, a la luz de la evolución seguida por la restauración (Cooke & Johnson, 2002), incorporando lo que se denomina manejo adaptativo (Pastorok *et al.*, 1997), lo que puede llevar a replantear objetivos y metas, y a rediseñar algunas de las soluciones propuestas. Por otro lado, sin seguimiento o supervisión, el éxito de un proyecto de rehabilitación puede ser difícil de documentar. Ya se ha mencionado también que uno de los principios fundamentales para diseñar el conjunto de medidas de rehabilitación para instalaciones abandonadas es que, a partir de determinado momento, el resultado final sea estable y no requiera mantenimiento alguno. No obstante, esa estabilidad no se alcanza casi nunca en pocos años y la ausencia absoluta de mantenimiento puede no ser más que un ideal. En este sentido, un proceso de supervisión y vigilancia constante, efectuado por los responsables de un proyecto de rehabilitación durante un período muy largo, es mucho más costoso que la vigilancia

realizada por la propia comunidad de interesados, si se ve beneficiada con el proyecto, de ahí el interés de obtener un consenso con las partes interesadas sobre este tema.

Desde el punto de vista normativo, no está claro cuál es el periodo exigible de seguimiento (mantenimiento y control), aunque existe la opinión de que para los proyectos de rehabilitación de instalaciones de residuos abandonadas se debería exigir al menos un periodo de 30 años, equiparándolas en este aspecto con las instalaciones nuevas de categoría A de proyectos nuevos (según las normas europeas). En cualquier caso, tendrán que ser las autoridades competentes quienes definan ese plazo. Acabado el periodo exigible de seguimiento asociado al proyecto de rehabilitación el terreno rehabilitado pasará a ser responsabilidad de alguien, el cual deberá aceptar la tarea de llevar a cabo lo que en la **Figura 73** se ha expresado como seguimiento y gestión a largo plazo. Por ejemplo, un canal de guarda que funcione correctamente después de treinta o más años necesitará posiblemente un mínimo avenamiento periódico, tarea que no tendría porqué formar parte ya de los deberes de la entidad que tomó la decisión de actuar y cargó con la responsabilidad del proyecto. Lo lógico es que después de ejecutado el proyecto y completado el programa de seguimiento fijado por las autoridades, ese seguimiento y gestión a largo plazo suponga, comparativamente hablando, mucho menos esfuerzo y dedicación, prestando atención únicamente a aquellos problemas que se hagan evidentes con relativa facilidad, y sobre la base de observaciones principalmente cualitativas. Esta forma de seguimiento puede ser perfectamente eficaz si es realizada por personas conocedoras del lugar, aunque no está de más que se disponga de algún tipo de registro de tales observaciones.



**Figura 73.** Fases teóricas de un proceso de rehabilitación de una instalación de residuos mineros abandonada, incluido el programa de seguimiento, en relación con los posibles horizontes temporales que le afectan.

Como se ha mostrado, en un proyecto de rehabilitación están en juego muchos aspectos que necesitan ser controlados y experimentados, manejando diversos parámetros analíticos durante un periodo de seguimiento que puede ser dilatado. El programa de seguimiento debe ser claramente diseñado según el sitio y el proyecto. Al margen de los aspectos geotécnicos e hidrológicos, un seguimiento puede implicar, por ejemplo, todos aquellos parámetros edáficos, hídricos, biológicos, etc. que se consideren más útiles para cada caso concreto. No es posible dar una clara guía de qué parámetros o indicadores conviene controlar de un modo general, pero, para terminar este epígrafe, es posible ofrecer algunas sugerencias que podrían ser de utilidad.

De las revisiones de documentación realizadas se deduce que el seguimiento de parámetros edáficos suele ser imprescindible en proyectos de rehabilitación. Los de carácter más tradicional abarcan los indicadores siguientes: el pH, el contenido en materia orgánica, la conductividad eléctrica, la capacidad de intercambio catiónico, y la disponibilidad de elementos como N, P y K. Los aspectos microbiológicos se han ido incorporando cada vez más, pudiendo ser controlados también mediante mediciones

de actividades enzimáticas y respirometría, realizadas sobre la superficie del nuevo suelo.

García Álvarez *et al.* (2010) propusieron una serie de medidas para el control dentro de un plan de seguimiento de experiencias de rehabilitación:

- Parámetros físicos (densidad aparente, estabilidad de agregados, etc.), que proporcionan información sobre el estado físico de la matriz del suelo.
- Variables químicas, capacidad de cambio, contenido en nutrientes esenciales y parámetros relacionados con la dinámica de los metales pesados y su eventual movilización/inmovilización.
- Determinaciones bioquímicas y microbiológicas, que aportan información sobre los ciclos biogeoquímicos de la materia y la disponibilidad de nutrientes para la vegetación.
- Estudio de la fauna edáfica y su variación en el tiempo, ligada a la caracterización de los procesos de madurez en los ecosistemas terrestres.
- Evolución de la vegetación herbácea, a partir de inventarios cuantitativos y cualitativos.
- Inventario de especies arbustivas y arbóreas con objeto de establecer niveles de supervivencia.
- Detección de cambios en el paisaje a nivel de meso-escala, con ayuda de herramientas como los Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Para el control de elementos potencialmente tóxicos en los residuos o las coberturas de suelo artificiales, interesará controlar los contenidos totales, biodisponibles y solubles. De igual modo, sobre las cubiertas de vegetación implantadas sobre las instalaciones, interesará conocer los contenidos de elementos, sobre todo en las partes aéreas. En el séptimo capítulo se ha propuesto una lista de elementos potencialmente presentes en residuos mineros que puede ser la base para definir las variables de control en procesos de fitoestabilización sobre los propios residuos o cubiertas de suelo. En relación con estos procesos de fitoestabilización, un protocolo de seguimiento bastante completo incluiría (Méndez & Maier, 2008):

Vegetación:

- La biomasa y porcentaje de cobertura comparable o superior al crecimiento en suelo no contaminado.
- La auto-propagación de plantas introducidas.
- El establecimiento de colonizadores nativos.
- Las concentraciones de metales en las partes aéreas y su comparación con límites admisibles para alimento de animales domésticos.
- La supervivencia de las plantas y la productividad durante 10-20 años.

Microbiología:

- Control del aumento de recuentos bacterianos y fúngicos heterótrofos.
- Control de los recuentos de organismos autotróficos oxidantes del hierro y azufre.

Suelo o sustrato:

- Mejora de la agregación del suelo.
- Medida de la erosión y la escorrentía.
- Biodisponibilidad y movilidad de elementos tóxicos.

Si se decide controlar la biota, puede interesar controlar la composición y estructura (y la evolución) del nuevo ecosistema, o centrar el esfuerzo en especies clave (*keystone species*). También puede ser importante controlar periódicamente el desarrollo de procesos erosivos, o evaluar diversos parámetros fisicoquímicos de los sedimentos que puedan acumularse en las obras hidráulicas del proyecto, o en puntos situados aguas abajo. Donde sea posible, la medición de parámetros de calidad del agua en puntos situados en posiciones aguas arriba y aguas abajo de la instalación rehabilitada también puede informar sobre la generación de sedimentos y otros procesos de contaminación.

En relación con la generación de escorrentía o efluentes, que se supone estarán controlados (canalizados), puede ser conveniente establecer un punto o estación de medida de caudal y toma de muestras fija. Las estaciones de medición de caudal poseen generalmente una sección de control conocida, de modo que una curva de calibración permite obtener datos de caudal, sin necesidad de mediciones repetidas con un medidor de corriente y un registrador de nivel de agua. Las secciones de



control construidas incluyen vertederos, canales, alcantarillas y estructuras similares con formas regulares, construidas con materiales duraderos (incluso frente a aguas ácidas ricas en sulfatos). Donde exista la posibilidad de generación de aguas ácidas, las muestras de agua pueden analizarse con una periodicidad fija para valorar parámetros como (Lottermoser, 2007): pH, potencial de óxido-reducción, conductividad eléctrica, dureza, alcalinidad, acidez, sólidos totales disueltos, oxígeno disuelto, turbidez temperatura, salinidad. También se pueden tomar muestras después de precipitaciones significativas.

Si hay acuíferos con alta permeabilidad cerca de la instalación objeto de rehabilitación, se debe diseñar una red de monitoreo de aguas subterráneas posicionada gradiente abajo y lógicamente conectada a los acuíferos, además de una estación gradiente arriba. Para la toma de muestras en pozos u otros conductos subterráneos afectando a la zona saturada, puede ser necesario utilizar equipos de bombeo y conducción del agua desde la profundidad a la que ésta se encuentra hasta la superficie. Idealmente, cada muestra de agua debería ser tomada tras una medida del nivel del agua en el pozo o conducto y una purga, a caudal controlado, del agua que pudiera estar estancada en el pozo y no ser representativa de las condiciones en el acuífero estudiado (Acero *et al.*, 2011).

Por otro lado, en DITR (2006) se proponen los siguientes parámetros de seguimiento:

- Evaluación de la estabilidad de la superficie (y de los taludes).
- Actuación de las cubiertas construidas (cuando estén instaladas sobre desechos mineros).
- Propiedades del suelo o del medio de enraizamiento (propiedades químicas, fertilidad, etc.).
- Atributos estructurales de la comunidad de plantas (tales como: superficie cubierta, densidad de las especies leñosas y altura).
- Composición de la comunidad de plantas (como, por ejemplo, la presencia de especies deseadas o de especies no deseadas).
- Indicadores seleccionados sobre el funcionamiento del ecosistema (como la biomasa microbiana del suelo).

De todo lo dicho anteriormente, se deduce que si se siguen las recomendaciones encontradas en la bibliografía, puede ser necesario controlar una cantidad elevada de parámetros. Por ello, tal vez sea mejor planificar el seguimiento de modo que se obtengan series muy largas y sistemáticas de valores de control, obtenidas para pocos parámetros bien elegidos, que series de muchos parámetros limitadas a pocos años. Los parámetros o indicadores que compongan esa selección básica apropiada al seguimiento de un determinado proyecto de rehabilitación deben poseer las siguientes características: poseer validez científica; poseer la suficiente importancia desde el punto de vista de los objetivos del proyecto; ser de uso relativamente sencillo; tener una relación costo-efectividad bajo, y proporcionar resultados reproducibles.

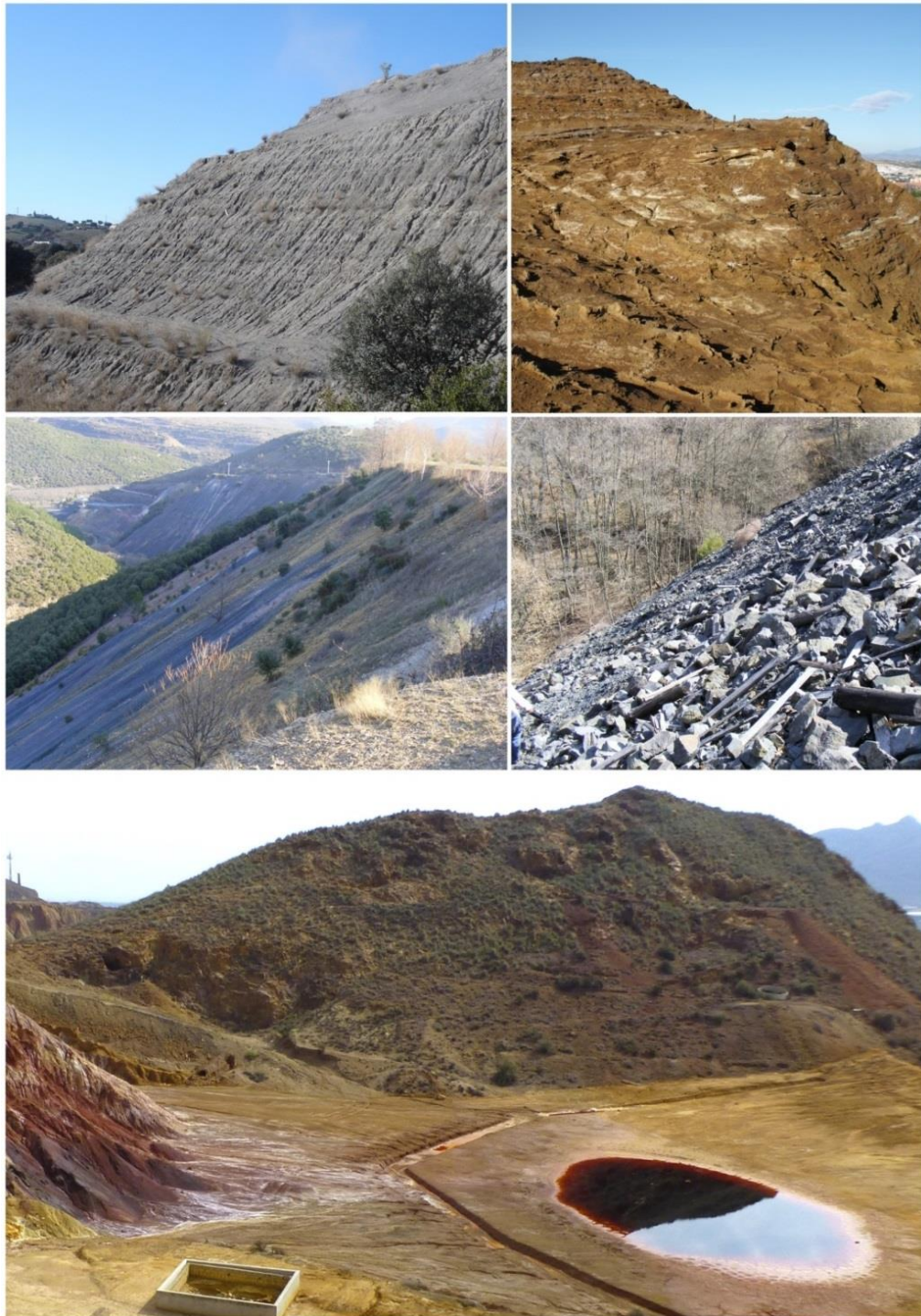
## **9. LA EVALUACIÓN DE RIESGOS COMO BASE PARA LA SELECCIÓN DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA REHABILITACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS**

En principio, el objetivo final de una metodología de evaluación preliminar de riesgos, basada en la valoración de la probabilidad de ocurrencia y de la severidad de las consecuencias, y aplicada a los elementos de un inventario de instalaciones de residuos abandonadas, es facilitar el establecimiento de prioridades de actuación. Obviamente, el proceso de toma de decisiones no tiene porqué estar terminado en este punto, pudiendo ser necesario conjugar estas prioridades con otras fijadas de acuerdo con otro tipo de razones: sociales, de estrategia territorial, políticas, etc, pero, en cualquier caso, la propia difusión y explicación de los resultados de la evaluación realizada puede ser una actuación que facilite la discusión entre todos aquellos involucrados en la toma de decisiones. Del mismo modo, como se mostrará en este capítulo, se puede admitir que, de cara a enfrentar la tarea de reducción de los riesgos, los criterios para la definición y selección de lo que se han denominado medidas prácticas de probada eficacia pueden apoyarse en los propios procedimientos de evaluación de riesgos, incorporando dichas medidas en los proyectos de rehabilitación de una manera sistemática.

### **9. 1. PRINCIPIOS BÁSICOS PARA LA APLICACIÓN DE LAS MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA**

En la mayoría de las instalaciones abandonadas de residuos mineros que tienen una valoración de riesgos elevada, la regeneración de un ecosistema complejo, autorregulado e históricamente referenciado no parece posible en un plazo razonable de tiempo (véase la **Figura 74**), por lo que no está justificado plantear dicha condición como meta general de un proyecto de rehabilitación. También ha de aceptarse que la restauración o rehabilitación no ha de perseguir un estado final preconcebido y fijo, sino más bien la puesta en funcionamiento de procesos de construcción de un ecosistema o sistema nuevo. No obstante, como ya se mencionó al principio, sí es razonable establecer objetivos concretos, que han de estar relacionados con la

reducción de los niveles de riesgo hasta límites aceptables, lo que significa frenar o eliminar procesos físicos, químicos y biológicos no deseados, que están en el origen de los riesgos.



**Figura 74.** Los objetivos de la rehabilitación están fuertemente condicionados por las características de pendiente, pH, salinidad, toxicidad, textura, pedregosidad, ausencia de estructura, ausencia de fertilidad, y otras muchas limitaciones, que son normales en las instalaciones de residuos mineros abandonadas.

Por otro lado, conviene insistir en que las metas, objetivos y criterios de evaluación de resultados sean establecidos claramente para permitir sistematizar las acciones del proceso de rehabilitación, y admitir que dichas acciones puedan requerir algunas modificaciones con posterioridad a su ejecución, a la luz de la evolución seguida por la restauración, adoptando pautas de manejo adaptativo. Esto no impide que una vez que se hace necesario redactar un proyecto de remediación o rehabilitación de una determinada instalación abandonada de residuos mineros en el que se articulen las medidas para alcanzar esos objetivos concretos de reducción de riesgos, no puedan añadirse otras consideraciones de tinte más ecológico, incorporando actuaciones destinadas a promover procesos ecológicos deseables, sin excluir cualquier otro posible objetivo, ni tampoco cualquier tipo de técnica que pudiera facilitar la consecución del mismo.

Excepcionalmente puede darse el caso de una iniciativa particular (pública o privada) mediante la cual se promueva la rehabilitación de una o varias instalaciones sin tener en consideración si están o no incluidas en un inventario. Sin embargo, parece que lo más habitual en la experiencia internacional es que ciertos organismos de la administración pública emprendan planes de actuación sobre minería abandonada a nivel regional o nacional, y que la primera de las medidas sea la realización de un inventario, al que simultánea o posteriormente acompaña una evaluación de riesgos con objeto de obtener una jerarquía de prioridades de actuación. Conviene recalcar que la intención última de una jerarquización de prioridades de actuación, que se deriva de la evaluación de riesgos, es la elaboración de planes o proyectos de restauración, rehabilitación o remediación que intenten resolver lo más urgente en un contexto de medios económicos y materiales siempre limitados, para después continuar, siguiendo el orden de prioridades establecido, hasta donde sea posible o deseable (Arranz-González y Alberruche del Campo, 2008).

Los trabajos realizados por el IGME en los últimos años han seguido este esquema de actuación (Alberruche del Campo *et al.*, 2014; Macho *et al.*, 2014), incluyendo la realización de un inventario de las instalaciones de residuos mineros abandonadas, que recoge información actualizada y real de sus características en fichas de campo, y

la consulta de otra serie de materiales que han sido de utilidad para efectuar la evaluación de riesgos: mapas topográficos, imágenes aéreas, mapas geológicos, información sobre unidades hidrogeológicas, información sobre aspectos geoquímicos (informes, artículos científicos, etc.), información sobre los usos del suelo y del agua en el entorno, distancia a núcleos de población, etc. Igualmente, se consideró imprescindible obtener un mínimo de información analítica de muestras representativas de cada instalación de residuos. De este modo se consiguió tener una información uniforme de las instalaciones y se desarrolló una metodología sencilla, al tiempo que sistemática, que permite fijar prioridades de actuación. Las valoraciones de carácter científico-técnico que han sido la base de los procedimientos de evaluación de riesgos empleados en los citados trabajos van a ser el punto de partida para sistematizar modelos o pautas de actuación para instalaciones de residuos mineros abandonadas. Hay que tener en cuenta que las labores de recolección de información y las valoraciones que normalmente se realizan en las metodologías de evaluación de riesgo no hacen otra cosa que identificar los procesos físicos, químicos y biológicos que se están produciendo, se han producido ya o se pueden producir, y la estimación de las posibles consecuencias. Hacen, en definitiva, un diagnóstico de la situación inicial en clave de procesos, lo que puede resultar esencial para la implementación de medidas que propicien los que pueden ser favorables y frenen los desfavorables.

## **9. 2. ARTICULACIÓN GENERAL DE LAS MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA CON LA METODOLOGIA DE EVALUACIÓN DE RIESGOS DEL IGME**

La metodología desarrollada por el IGME evalúa únicamente los riesgos asociados a los depósitos de residuos de las industrias extractivas originados en la extracción y tratamiento, y depositados en escombreras (botaderos), o en balsas y presas mineras de lodos (relaves, colas, jales). Contempla la evaluación, de forma particularizada para cada una de las instalaciones, de una serie de escenarios de riesgo, a los que se les ha asociado un código alfanumérico que aparece entre paréntesis (Alberruche del Campo *et al.*, 2014):

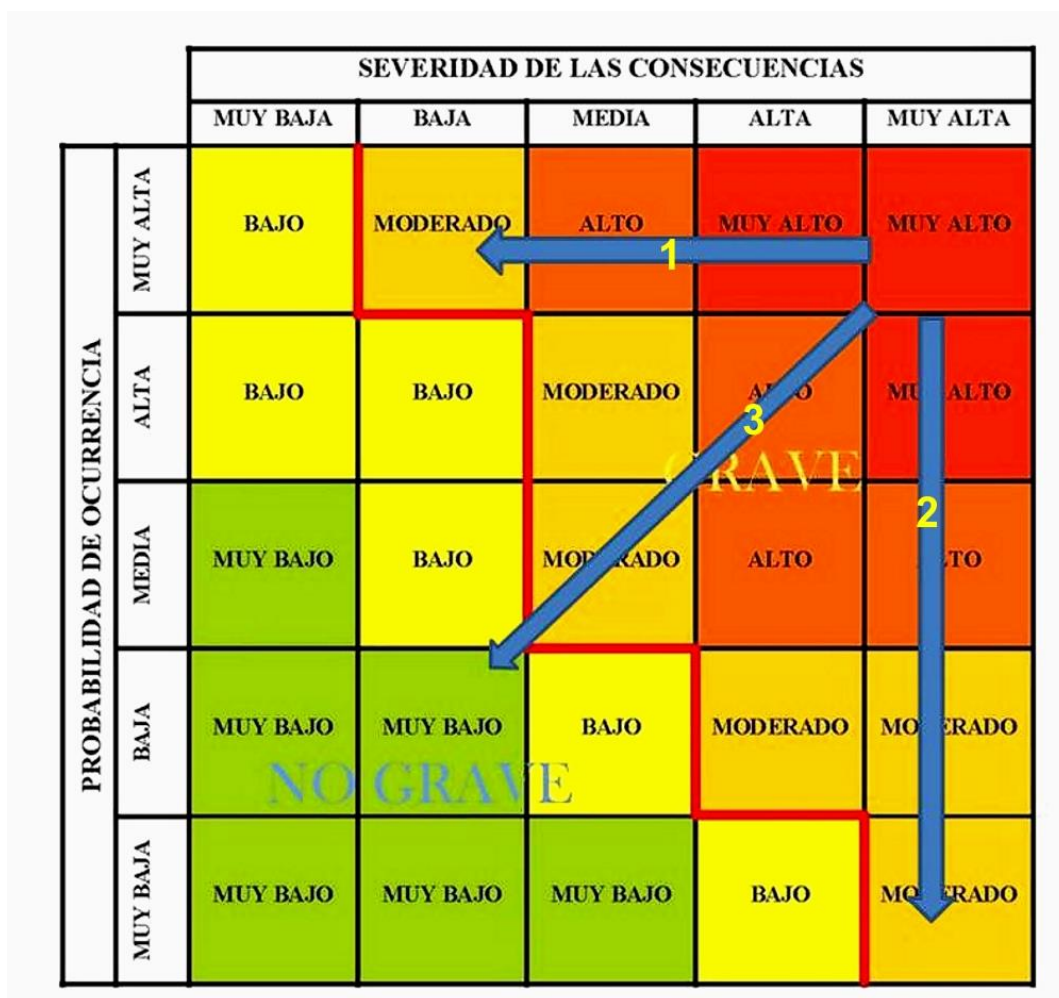
- Generación de efluentes contaminantes con afección a las aguas superficiales (C1).

- Generación de efluentes contaminantes con afección a los recursos hídricos subterráneos (C2).
- Movilización de material particulado por acción del viento (C3).
- Emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica (C4).
- Contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades (CD).
- Fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley (FESC).
- Fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos (FPRE).

Estos escenarios son semejantes a los empleados en la metodología empleada por el SERNAGEOMIN-BGR (2008) en Chile, y adoptada por el *Geological Survey of Namibia* (SAIEA, 2010), en lo que se refiere a instalaciones de residuos mineros masivos. Para estos escenarios se analiza la probabilidad de ocurrencia y la severidad de las consecuencias sobre las personas o la población (personas consideradas individualmente, áreas habitadas, lugares de trabajo o de reunión y poblaciones); sobre el medio natural (vida silvestre terrestre y acuática, zonas sensibles, etc.), y sobre el medio socioeconómico (bienes, propiedades, y actividades económicas y sociales). Los cuatro primeros (C1, C2, C3 y C4) son escenarios de contaminación, asumiendo que la contaminación química de aguas, suelos y sedimentos es consecuencia de una combinación de los fenómenos de disolución y de la dispersión de partículas por el viento y el agua. Dos de ellos se centran en los posibles efectos asociados a la solubilidad de determinados elementos contaminantes presentes en los residuos y otros dos en la dispersión de partículas erosionadas por el viento o el agua. Además, se contempla otro escenario (CD), referente a la posibilidad de que se produzca un contacto directo por inhalación, ingestión accidental o contacto dérmico, para aquellos casos en los que hace patente una elevada accesibilidad para personas, o se advierta que los depósitos de residuos son utilizados para el desarrollo de diversas actividades (recreativas, deportivas u otras). En este escenario, además de la probabilidad de ocurrencia, solo se evalúa la severidad sobre las personas que pudieran verse afectadas. Los otros dos escenarios enumerados (FESC y FPRE) analizan los riesgos asociados a las posibles roturas o fallos de las estructuras de

almacenamiento o contención de los residuos. La posibilidad de que se produzcan roturas de taludes o diques depende en buena medida de los aspectos constructivos concretos de cada instalación, su situación en el entorno, el posible deterioro de las condiciones de estabilidad, etc. Se asume que, una vez roto un talud o dique, el desplazamiento del material puede llegar a cubrir una mayor o menor superficie de terreno y que la magnitud de esa zona de afección determina la severidad de las consecuencias en función de los elementos en riesgo o receptores expuestos, los cuales pueden ser tan diversos como cauces y masas de agua, la flora y fauna silvestre, los aprovechamientos agropecuarios, las infraestructuras, las superficies que sustentan diversas actividades económicas y, por supuesto, las áreas habitadas o frecuentadas por la población. Esta aproximación se realiza empleando modelos simples, basados en la auscultación sistemática de las instalaciones evaluadas. Los resultados de valorar la probabilidad y la severidad de cada escenario en cada instalación se plasman situando los códigos de los escenarios evaluados sobre lo que se denomina matriz de riesgo o matriz de valoración del nivel de riesgo, en la cual se combinan ambos valores a modo de coordenadas, de tal forma que cada combinación de valores de probabilidad y severidad de las consecuencias representa un único valor de magnitud del riesgo posicionado dentro de la matriz (**Figura 75**) y calificado según esa posición que ocupa.





**Figura 75.** Guía para orientar las actuaciones a realizar en un proyecto de rehabilitación de instalaciones de residuos mineros abandonadas: (1) actuaciones para reducir la severidad de las consecuencias, (2) actuaciones para reducir la probabilidad de ocurrencia, y (3) actuaciones para reducir la severidad y la probabilidad.

Hay que decir que la mayoría de las prácticas de probada eficacia incluidas en el catálogo (**ANEXO**) inciden sobre la probabilidad de ocurrencia antes que sobre la severidad de las consecuencias, por la sencilla razón de que se supone que serán incorporadas a un proyecto de rehabilitación objetivado en una instalación de residuos concreta. En términos generales esto es lo más razonable, puesto que la toma de medidas en el origen del problema, o lo más cerca de él, suele resultar más eficaz y económico. No obstante, una medida tal como, por ejemplo, el tapado de los residuos con tierra, anula la probabilidad de inhalación de material particulado procedente de los residuos sobre poblaciones cercanas y es de suponer que las nuevas capas aportadas tendrán menor contenido en Pb, As, u otros elementos nocivos que los

residuos. Es cierto que, además, si esas tierras se eligen bien, admitirán posiblemente una revegetación que reducirá la probabilidad de emisión de material particulado en general. Sin embargo, no debe descartarse que, al margen de un proyecto de rehabilitación de una instalación de residuos, sea conveniente, en algún caso, tomar otras medidas que alteren la severidad de los escenarios de riesgo, reduciendo la exposición o la vulnerabilidad de determinados elementos, aplicándolas en lugares más o menos alejados de la instalación de residuos. Un ejemplo, sería la construcción de un muro de contención para defender un determinado espacio protegido ante la posible rotura de una presa. Tal fue lo que ocurrió en la zona de Entremuros, durante el accidente de la tristemente famosa presa minera de Aznalcóllar, aunque en aquella ocasión los muros de contención se construyeron con carácter de urgencia. Otras veces, especialmente cuando se alcanza una valoración muy alta de la severidad de un determinado escenario de riesgo (**Figura 75**), la excavación de los residuos y su reubicación en un lugar más alejado de los elementos en riesgo es una opción legítima, a pesar de su elevado coste, dado que eliminar por completo la probabilidad de ocurrencia puede resultar también muy complicado. La excavación de los residuos puede ser total o parcial, pudiendo procederse además a algún tratamiento previo de los residuos excavados antes de ser depositados en un nuevo emplazamiento que habrá de ser habilitado.

Otro tipo de medidas posibles son las que Vicente (2015) describe como medidas administrativas: “acciones tomadas por los diversos organismos públicos competentes con el objeto de proteger a los posibles receptores de los efectos negativos que puedan causar las instalaciones de residuos mineros, ... eliminando o limitando tanto la probabilidad de ocurrencia como las consecuencias negativas de los escenarios de riesgo”. Entre ellas estarían: restricción de accesos, prohibición o restricción de aprovechamientos de agua superficial o subterránea, restricciones de uso del suelo, etc. Con este tipo de acciones no se resuelve verdaderamente el problema, por lo que parecen recomendables para casos excepcionales y, preferiblemente, de manera temporal. Las acciones administrativas para la reducción del riesgo se deben complementar necesariamente con labores de monitorización ambiental, por lo que

enseguida surge la cuestión de si deberán planificarse para su aplicación a perpetuidad.

Por todo lo dicho, parece que puede tener utilidad planificar la selección de prácticas de probada eficacia para la rehabilitación de instalaciones de residuos mineros abandonadas, a partir de la evaluación de riesgos a la que fueron sometidas, y sin perder de vista las características y particularidades de este tipo de instalaciones. Conviene insistir en que la aplicación o el empleo de un determinado tipo de práctica disponible de probada eficacia rara vez será suficiente para controlar completamente un determinado problema concreto, puesto que las combinaciones de diversas prácticas son generalmente más eficaces. Por otro lado, normalmente, todas ellas inciden reduciendo el nivel de riesgo asociado a más de un escenario, aunque tienen uno o más efectos principales, directos, que destacan y que han sido resumidos en la **Tabla 53**. No se han considerado en la citada tabla otros efectos secundarios o indirectos, aunque por ser posibles sí han sido incluidos en las fichas del catálogo. En realidad, como ya se ha comentado, las prácticas seleccionadas consiguen su principal efecto al reducir la probabilidad de ocurrencia, actuando sobre uno o más de los factores que se emplean para la valoración de la misma según la metodología citada (Alberruche *et al.*, 2014). No hay que olvidar que tales combinaciones de mejores prácticas disponibles han de ser aceptadas socialmente y estar adaptadas específicamente a los casos concretos y, en particular, a las condiciones ambientales.

<b>PRÁCTICA</b>	<b>EFFECTOS DIRECTOS ESPERADOS DE REDUCCIÓN DEL RIESGO</b>	<b>ESCENARIOS</b>
CONFORMACIÓN DE LA SUPERFICIE	Aumento de la estabilidad general de los taludes. Reducción de la emisión de sedimentos y elementos contaminantes asociados a la erosión hídrica y eólica.	<b>FESC, FPRE, C3, C4</b>
ESTRUCTURAS DE CONTENCIÓN O SOSTENIMIENTO	Mejora de la estabilidad global. Sujeción de rellenos o coberturas que se apoyan sobre los residuos. Reducción de la emisión de sedimentos por erosión hídrica.	<b>FESC, FPRE, C4</b>
CANALES DE GUARDA	Reducción de la generación de lixiviados por infiltración de agua a través de la masa de residuos. Mejora de la estabilidad estructural al reducir la entrada de agua en la instalación.	<b>C1, C2, FESC, FPRE</b>
PLANTACIONES DE DEFENSA O PROTECCIÓN	Reducción de la generación de lixiviados por infiltración de agua a través de la masa de residuos. Mejora de la estabilidad estructural al reducir la entrada de agua en la instalación.	<b>C1, C2, FESC, FPRE</b>
SISTEMAS DE RETENCIÓN DE SEDIMENTOS	Minimización/eliminación de los riesgos derivados de la emisión de sedimentos.	<b>C4</b>
TRATAMIENTOS PASIVOS DE AGUAS DE MINA	Minimización directa de los riesgos derivados de la emisión de efluentes contaminantes y sedimentos hacia las aguas superficiales.	<b>C1, C4</b>
BARRERAS REACTIVAS PERMEABLES	Minimización de los riesgos derivados de la emisión de efluentes contaminantes hacia las aguas subterráneas.	<b>C2</b>
COBERTURAS SECAS	Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento y de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica. Anulación de la posibilidad de contacto directo sobre los residuos. Reducción de la generación de efluentes contaminantes por infiltración de agua a través de la masa de residuos.	<b>C1, C2, C3, C4, CD</b>
SUSTITUTOS DE SUELO	Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento y de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica. Anulación de la posibilidad de contacto directo sobre los residuos. Reducción de la generación de efluentes contaminantes por infiltración de agua a través de la masa de residuos.	<b>C1, C2, C3, C4, CD</b>
CANALES DE CONTORNO EN PENDIENTE	Reducción de la emisión de sedimentos por erosión hídrica.	<b>C4</b>

<b>PRÁCTICA</b>	<b>EFFECTOS DIRECTOS ESPERADOS DE REDUCCIÓN DEL RIESGO</b>	<b>ESCENARIOS</b>
CORRECCIÓN DEL pH	Reducción de la emisión de elementos contaminantes solubles.	<b>C1, C2</b>
ENMIENDAS ORGÁNICAS	Reducción de la emisión de sedimentos al reducir la erodibilidad. Reducción de la emisión de elementos solubles por inmovilización.	<b>C1, C2, C3, C4</b>
BARRERAS DE SEDIMENTOS	Establecidas sobre los residuos: reducción de riesgos derivados la emisión de sedimentos por erosión hídrica.	<b>C4</b>
ACOLCHADO	Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento. Establecido sobre los residuos: reducción de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica, y minimización temporal de la posibilidad de contacto directo sobre los residuos.	<b>C3, C4, CD</b>
REDES Y MANTAS ORGÁNICAS	Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento. Establecido sobre los residuos: reducción de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica, y minimización temporal de la posibilidad de contacto directo sobre los residuos.	<b>C3, C4, CD</b>
SIEMBRAS	Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento y de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica.	<b>C3, C4</b>
HIDROSIEMBRA E HIDROMULCHING	Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento y de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica.	<b>C3, C4</b>
PLANTACIONES	Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento y de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica.	<b>C3, C4</b>
OBRAS DE BIOINGENIERÍA DEL SUELO	Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento y de los riesgos derivados de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica. Mejora de la estabilidad de taludes.	<b>C3, C4, FESC, FPRE</b>

**Tabla 53.** Resumen de efectos directos que se esperan obtener con la implementación de las diferentes prácticas del catálogo y códigos de los escenarios de riesgo relacionados según la metodología descrita en Alberruche *et al.* (2014),

No hay que olvidar que la metodología de evaluación de riesgos del IGME se puede calificar de preliminar. Los criterios fundamentales para la evaluación del riesgo empleados son predominantemente cualitativos, conservadores (pesimistas) y economizadores desde el punto de vista de la adquisición de información. Permiten fijar prioridades de actuación, pero, llegados al punto en el que se plantea la rehabilitación, es posible que se considere necesario realizar una nueva evaluación de riesgos más refinada, detallada y cuantitativa, para lo que se necesita adquirir nueva y más actualizada información sobre la instalación o instalaciones prioritarias, aplicando, si es necesario, modelos de simulación de los diferentes procesos involucrados y una mayor carga de trabajo especializado. Esta nueva evaluación podría llevar a modificar los resultados obtenidos, aunque posiblemente no modifique en gran medida el orden de prioridades. Por ejemplo, una aplicación de herramientas de modelización para evaluar el desplazamiento de materiales en un escenario de rotura de un talud de escombrera puede llevar a una reducción de la zona afectada con respecto a la considerada inicialmente según el modelo de evaluación aplicado a todos los elementos del inventario. También se podría dar el caso, por ejemplo, de que se advierta alguna modificación de los aprovechamientos del agua en cauces y masas de agua previsiblemente afectadas por la instalación. No obstante, siempre que los nuevos resultados se puedan expresar en los mismos términos que las valoraciones realizadas para fijar las prioridades de actuación durante el inventario, la sistemática que se va a proponer puede tener validez. Evidentemente, aunque la información empleada en la evaluación sirve como punto de partida para sistematizar los patrones de actuación o fórmulas para la selección de prácticas de mayor eficacia, no eliminan la necesidad de realizar nuevos trabajos de prospección de mayor detalle, incluyendo la obtención de nuevos datos analíticos, de cara a precisar los parámetros de diseño de dichas medidas. No hay que olvidar que las prácticas que se han reunido en el catálogo tendrán verdadera utilidad solo si se concretan (se dimensionan y adaptan) a las condiciones de cada lugar. Es un catálogo de catálogos, pues cada medida práctica tiene infinitas versiones.

Evidentemente, también, pueden ser necesarias otras muchas actuaciones menores, pero también importantes, asociadas al propio proyecto de obra, como por ejemplo

las relacionadas con la apertura o arreglo de pistas, o la creación de superficies auxiliares para la intendencia, o el aparcamiento y mantenimiento de la maquinaria necesaria. Para la definición de medidas de mitigación de impactos ambientales y efectos indeseables ligados a este tipo actuaciones existen excelentes guías (p. ej.; IGME, 1989; PDEP, 2012). Por último, hay que advertir que estas prácticas estarán normalmente incorporadas en proyectos de rehabilitación. Dichos proyectos, cuando sea necesario, según cada caso concreto, pueden incluir alguna otra medida o práctica no contemplada aquí, como es lógico. Sin embargo, es muy posible que la consideración de todas o casi todas las prácticas expuestas en el catálogo y que se comentan en las páginas que siguen, si son coordinadas y dimensionadas para cada caso, cubran la práctica totalidad de las actuaciones importantes que es necesario llevar a cabo en un proyecto de rehabilitación de una instalación de residuos abandonada. Si se quiere ser fiel al concepto de rehabilitación comentado al principio, será necesario articular las medidas de modo que proporcionen estabilidad a las instalaciones rehabilitadas, de manera que no contribuyan sustancialmente al deterioro ambiental y se integren en el paisaje circundante (NAS, 1974).

### **9. 3. APLICACIÓN DE LAS MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA REDUCIR LOS RIESGOS DE CONTAMINACIÓN**

A continuación se describe la forma en la que es esperable que actúen las diferentes medidas prácticas de probada eficacia aplicadas de cara a la reducción de los riesgos de contaminación identificados en las instalaciones de residuos mineros abandonadas.

#### **9. 3. 1. Reducción del riesgo de generación de efluentes contaminantes con afección a las aguas superficiales**

Los procesos de contaminación de las aguas superficiales asociados a la existencia de instalaciones de residuos mineros abandonadas son complejos. Idealmente, para realizar valoraciones sobre estos procesos sería necesario disponer de análisis de aguas procedentes directamente del lavado de los residuos o tomadas en posiciones

aguas arriba y aguas abajo de cada instalación. Cuando se realizan labores de inventario, esto no siempre es posible, pues depende de una coordinación perfecta entre la selección de la época de muestreo y de la evolución de la meteorología en la zona, para todas las instalaciones que se vayan a evaluar en un plazo limitado de tiempo. Por todo ello, resulta más práctico evaluar los posibles efectos sobre las aguas a partir de criterios de valoración sencillos aplicados a los resultados de análisis químicos de los residuos que permitan inferir en qué grado es posible que se produzcan procesos de solubilización de contaminantes.

Cuando llueve sobre una escombrera o se recibe escorrentía procedente de zonas aledañas a la misma, el agua puede escurrir superficialmente o infiltrarse. El movimiento del agua en el interior de las escombreras puede describirse como el que sucede en suelos no saturados (Ritchie, 1994). Nichol *et al.* (2002) sugieren que parte del flujo interno se produce a través de vías de flujo rápido, es decir: sigue vías preferentes, al tiempo que pueden quedar virtualmente aislados del agua volúmenes importantes de material. Si la escombrera se sitúa sobre un terreno impermeable, el agua termina saliendo normalmente por la base en su punto más bajo, con una periodicidad muy ligada al clima, y con unas características normalmente marcadas por la geoquímica y la mineralogía de las capas oxidadas o en proceso de oxidación. En presas mineras de residuos finos, se ha constatado que el drenaje interno es muy lento, pudiendo ser mucho más rápido el flujo horizontal que el vertical, marcado por la deposición en capas, llegando a ser hasta diez veces superior (IGME, 1986; Dennis *et al.*, 2008). Como consecuencia, el agua de escorrentía superficial que discurre por las presas y tiene salida se junta normalmente con agua descargada en las zonas de taludes. En ambos casos, si las instalaciones están sobre sustratos impermeables, los efluentes superficiales tienen características químicas muy influidas por las propiedades de las capas oxidadas superficiales. Teniendo esto en cuenta, la metodología del IGME parte de que los efluentes superficiales de las presas o escombreras guardan una relación con la geoquímica y mineralogía de las fracciones inferiores a 2 mm de las capas oxidadas, o en proceso de oxidación, las cuales determinan los elementos solubles en agua. En esto, la metodología está de acuerdo con los trabajos desarrollados por el USGS (*US Geological Survey*) para el estudio de



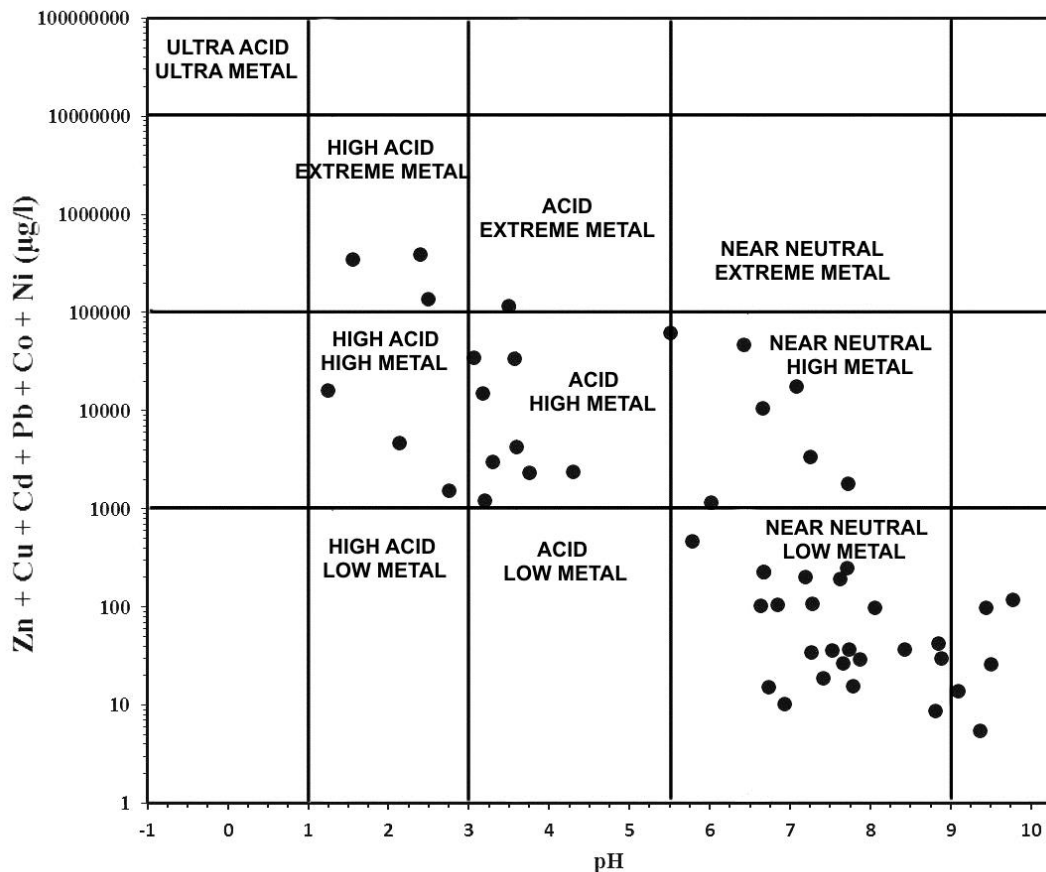
residuos mineros abandonados (p. ej.: Desborough & Fey, 1997; Fey *et al.* 2000; Hageman & Briggs, 2000; Smith *et al.*, 2000; Smith *et al.* 2002).

### **Reducción de la probabilidad de ocurrencia**

En la metodología del IGME, la valoración de la probabilidad de ocurrencia de este escenario se planteó como una función de tres factores: la toxicidad de los residuos, la distancia a cauces o masas de agua y la superficie total descubierta o desprotegida de la instalación. Como ya se comentó, la toxicidad se evalúa mediante la aplicación a todos los residuos del ensayo de lixiviación con agua llamado UNE-EN 12457-2 (ECS, 2002; AENOR, 2003), el cual mide los contenidos en elementos solubles en un lixiviado obtenido mezclando una cantidad de residuo tamizado a 2 mm con agua en proporción 1/10 (sólido/agua desionizada). Se tienen en cuenta los elementos, considerados potencialmente tóxicos, recogidos en la Decisión (2009/359/CE) de la Comisión de 30 de abril de 2009: As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn. Se juzgó conveniente que, a la serie de metales y metaloides contemplada anteriormente, se sumaran Al y Se, los cuales son tóxicos para la vida acuática y suelen estar presentes en ríos y arroyos afectados por aguas ácidas de mina. La metodología compara los resultados de los ensayos de lixiviación con un estándar de calidad de aguas, mediante un índice que promedia la relación de cada nivel medido con la del estándar, para cada elemento considerado (cociente promedio de peligrosidad,  $CPP_{LAB}$ ). Igualmente, para facilitar la valoración de los resultados obtenidos al aplicar el  $CPP_{LAB}$ , se puede emplear la gráfica de la **Figura 2** (que aparece en el capítulo tercero), elaborada a partir de Alberruche *et al.* (2014). Con ella es posible también obtener una valoración general del potencial contaminante.

Esta primera valoración sobre el potencial contaminante de los residuos puede tener gran utilidad para la toma de decisiones. Está claro que aquellos residuos que alcanzan peor calificación desde el punto de vista del potencial contaminante son merecedores de mayor atención. Los posibles tratamientos que pueden ser adecuados para la reducción de ese potencial contaminante son: la aplicación de enmiendas orgánicas, la corrección del pH (por la importancia que tiene este parámetro en la solubilidad), o el

intento de aislamiento de los residuos mediante capas de suelo seleccionadas (sustitutos de suelo) o lo que se ha venido en llamar coberturas secas. Si se analizan los resultados de los ensayos de lixiviación mediante el clásico diagrama de Ficklin (**Figura 76**), puede verse que los valores de pH muy ácidos suelen suponer concentraciones elevadas de elementos metálicos, con alguna excepción. Sin embargo, puede verse también que, con valores de pH próximos a la neutralidad o ligeramente ácidos, algunos residuos presentan contenidos muy elevados en elementos metálicos solubles (por encima de 10.000 µg/L). Hay que decir que en el diagrama de Ficklin no se representa el Al soluble, que suele ser muy alto en residuos muy ácidos, ni el As que suele ser muy soluble como oxianión a pH alcalino.



**Figura 76.** Diagrama de Ficklin mostrando los resultados del ensayo de lixiviación UNE-EN 12457-2 (suma de Zn, Cu, Cd, Pb, Co, and Ni) y el pH de 49 muestras de residuos de flotación de instalaciones abandonadas españolas (adaptado de Ficklin *et al.* 1992 y Plumlee *et al.*, 1999).

En residuos mineros ácidos, el aporte de materiales con poder de neutralización (cal, cal apagada, caliza, etc.) suele ser eficaz para reducir la movilidad, al aumentar el pH y,

de forma concomitante, incrementando la absorción de los elementos a las partículas de suelo o residuo. Las necesidades de materiales encalantes pueden ser enormes cuando el pH medido en proporción 1/1 (residuo/agua) es inferior a 3,5 (ultra ácido), sin que se tenga una garantía total a largo plazo. Desde el punto de vista del establecimiento de vegetación, la corrección del pH hasta valores comprendidos entre 5,5 y 6,5 puede reducir mucho la biodisponibilidad de los principales elementos fitotóxicos (Al, As, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn). Cuando se trate de residuos mineros próximos a la neutralidad o alcalinos, existen algunas posibilidades de enmienda con materiales no encalantes, tales como los conocidos colectivamente como fosfatos (p. ej.: McGowen *et al.*, 2001; Cao *et al.*, 2003; Basta & McGowen, 2004). En residuos mineros muy ácidos, puede combinarse la adición de materiales neutralizantes con los mencionados fosfatos. La técnica se basa en la formación de fosfatos metálicos, altamente insolubles en amplios rangos de pH, mediante la mezcla de los residuos mineros con diversos compuestos tales como fosfato cálcico, fosfato amónico, rocas fosfáticas machacadas, hidroxiapatito o ácido fosfórico. Estos materiales han demostrado ser eficaces para la inmovilización in situ, reduciendo la concentración de metales en la solución del suelo y la concentración de metales en los tejidos vegetales. Las técnicas empleadas son semejantes al encalado tradicional, esparciendo los materiales en superficie y mezclando con aperos agrícolas. La aplicación de este tipo de enmiendas está mucho más condicionada por la disponibilidad y los costes que las enmiendas calizas, pero puede tener aplicación en casos puntuales. Otra limitación a considerar en la aplicación de estos materiales es la posibilidad de generar fenómenos de contaminación de las aguas del entorno con fosfatos.

En los residuos que presentan elevada solubilidad de elementos potencialmente tóxicos, con valores de pH alcalinos o próximos a la neutralidad, cabe pensar también en otro tipo de enmiendas no orgánicas que proporcionen mayor capacidad de fijación de los elementos potencialmente tóxicos mediante sorción o intercambio catiónico, tales como zeolitas, arcillas (bentonita, montmorillonita) o cemento. Estos materiales se han mostrado útiles en trabajos de remediación de suelos contaminados. Comparativamente, su disponibilidad está mucho más limitada, en cantidades y costes adecuados para la rehabilitación de instalaciones abandonadas de residuos mineros,

que la de los materiales orgánicos (considerados en toda su diversidad). No obstante, en determinados casos, pueden ofrecer interés, siendo recomendable la realización de ensayos de laboratorio y de campo para conocer la eficiencia y la capacidad de inmovilización. En definitiva, la corrección de la solubilidad del conjunto de elementos potencialmente tóxicos de un residuo minero, puede resultar algo más complejo que un simple encalado, siendo muchas veces imprescindible realizar pruebas de laboratorio y de campo cuando se plantea el uso de enmiendas de cualquier tipo. Hay que decir, además que, la aplicación de enmiendas, como parte de un proceso de rehabilitación, siempre deberá acompañarse de la implantación de vegetación (fitoestabilización), pues la superficie de los residuos no puede quedar desprotegida frente a la erosión. En este caso, es necesario abordar aspectos como la fitotoxicidad o la incorporación de elementos a las cadenas tróficas. En el caso de residuos de flotación ricos originalmente en pirita, en los que las capas más superficiales muestran valores de pH muy ácidos, es muy posible que exista un frente de oxidación a cierta profundidad, a partir del cual los residuos no serán tan ácidos, o incluso serán alcalinos, pero el potencial neto de generación de acidez puede ser alto. Los anteriormente mencionados fosfatos y la sílice pueden servir para el microencapsulamiento de los sulfuros reactivos en presencia de oxidantes fuertes como el permanganato (Evangelou, 1994; Zhang & Evangelou, 1998). El agente oxidante oxida la pirita liberando Fe (III) que precipita como fosfato o silicato formando un recubrimiento de los granos de pirita, que previene su oxidación posterior. Como es lógico, todas las superficies de granos minerales recubiertas aún contienen materiales reactivos y existirán otros muchos en los que el deseado recubrimiento no se formará. La efectividad de la tecnología es función del contacto de los químicos de tratamiento con las superficies minerales. Por ello, es improbable que la aplicación sea exitosa para capas generadoras de acidez situadas a cierta profundidad, por lo que esta opción tiene poco potencial en residuos mineros abandonados. En tales circunstancias, una cubierta de suelo que reduzca la infiltración o percolación por debajo de ella podría ser beneficiosa, limitando la profundización del frente de oxidación y la consecuente liberación de acidez, sulfatos y metales disueltos. Dichas coberturas pueden diseñarse también para minimizar la difusión de oxígeno

hacia las capas profundas, con lo que se frena igualmente la oxidación, a menos que desde las capas oxidadas pueda mobilizarse Fe (III) en solución.

Otra característica que se deduce de los análisis efectuados sobre las soluciones de lixiviación de residuos UNE-EN 12457-2 (ECS, 2002; AENOR, 2003) es la elevada conductividad eléctrica de muchos de ellos, principalmente en residuos de flotación de minería metálica, pero también en estériles de lavaderos de carbón. Hay que recalcar que la valoración a partir de esta medida es poco fiable para la toma de medidas concretas. En planteamientos de fitoestabilización puede ser conveniente utilizar métodos más seguros, como la medida en extracto de saturación, o la medida en extracto acuoso bajo la relación suelo-agua 1:5, para la que existen guías de interpretación bastante contrastadas. Hay que decir que la eliminación de sales disueltas en las capas superficiales suele requerir dosis altas de riego con agua de calidad, buscando el lavado de las sales, lo que puede ser muy poco efectivo en presas mineras en las que el movimiento del agua en vertical puede ser muy lento, además de que podría ser completamente contraproducente desde el punto de vista de la estabilidad. Por todo ello, la fitoestabilización de residuos con elevados contenidos solubles de elementos tóxicos y elevada salinidad puede resultar compleja y requerir un monitoreo muy exigente, lo que lleva a pensar en soluciones más costosas, pero más completas, tales como la construcción de sustitutos de suelo o las llamadas coberturas secas. Con criterio orientativo, puede ser recomendable tapar los residuos con sustitutos de suelo cuando los valores de  $CPP_{LAB}$  sean superiores a 240, y emplear coberturas secas cuando se supere el valor de 320 (**Figura 2**, capítulo tercero).

Otro de los factores considerados en la metodología es la medida de la superficie desprotegida de la instalación de residuos. Evidentemente es un factor que puede modificarse también mediante la cubrición con cualquier clase de materiales, como en ocasiones se ha hecho. No obstante, en un proyecto de rehabilitación convendrá tener en consideración aspectos físicos, químicos y biológicos, para el diseño de sustitutos de suelo o coberturas secas, protegidas con vegetación adaptada a las características del clima. La disminución de la probabilidad de ocurrencia que se consiga con tales prácticas depende de procesos de cálculo adaptados a las condiciones particulares de

la instalación, pero evidentemente, si están bien dimensionadas, pueden reducir en gran medida la probabilidad. Se da por hecho que estas coberturas de suelo han de soportar, a partir de un determinado momento, una cubierta vegetal que será parte importante de la misma. La propia metodología de evaluación de riesgos valora el efecto de diversos tipos simples de coberturas con diferentes materiales y tipos de vegetación. Estas valoraciones, que son forzosamente simples para poder emplearlas dentro del marco del método de evaluación, no son recomendables para el diseño de las soluciones al nivel de exigencia propio de un proyecto de rehabilitación, siendo aconsejable realizar una justificación técnica más elaborada.

En relación con la vegetación, los residuos de elevada toxicidad no suelen tener prácticamente ninguna cobertura vegetal. La existencia de cierta cobertura vegetal puede tener, por sí sola un efecto favorable, en comparación con una vegetación rala o ausente, como consecuencia de la mayor evapotranspiración. Si los residuos lo admiten, será una cuestión de planificar el establecimiento de vegetación (incluyendo mejoras tales como enmiendas orgánicas o encalados, con las limitaciones comentadas), es decir conociendo y, si es necesario modificando, algunos parámetros de carácter edáfico, además de lo ya dicho anteriormente. Aunque la implantación de vegetación puede hacerse por fases, estableciendo primero cubiertas herbáceas, desde el punto de vista de la evapotranspiración interesa una formación vegetal más compleja en cuanto al número de estratos, incluyendo árboles. La razón es que la interceptación y evaporación directa del agua de lluvia es mayor en árboles que en formaciones herbáceas, además de que el consumo de agua de las plantas, que absorben desde sus raíces y que luego transpiran, puede ser también mayor en árboles que en pastos, aunque esto no ocurra siempre. Lo anterior determina que la cantidad de agua que queda disponible ya sea para infiltración y/o escurrimiento superficial, sea mayor en praderas que en cubiertas de tipo forestal, nativas o plantadas (Brown *et al.*, 2005; Zhang *et al.*, 2001). En cualquier caso, la disminución de la infiltración que puede esperarse de la vegetación no será inmediata y dependerá del éxito en la implantación y de un mínimo desarrollo vegetativo, por lo que se considerará que los principales beneficios de las técnicas que se emplean para establecer una cubierta vegetal están

relacionados con la protección frente a la erosión y, solo secundariamente con la disminución de la infiltración.

Por otro lado, la consideración de la superficie total y desprotegida de una instalación de residuos mineros es una medida indirecta del caudal que podría verse contaminado por el contacto de las aguas precipitadas sobre la misma. En este sentido, es difícil saber si el aporte de escorrentía desde zonas aledañas a la instalación es positivo o negativo desde el punto de vista de la calidad de aguas que finalmente se pueden considerar procedentes de la instalación, lo que en definitiva supone aumentar el caudal. El aporte de aguas más limpias desde el entorno podría originar una dilución en algún caso y momento concreto. Sin embargo, si se considera una situación de lluvia a final del periodo seco, en una instalación en la que se forman grandes cantidades de precipitados solubles, puede que toda el agua que pase por esa superficie se pueda contaminar, en cuyo caso interesa que la cantidad de agua que entre en contacto con los residuos sea mínima. Generalizando esta última situación, y de acuerdo con la bibliografía existente, se considera aquí que la construcción de canales de guarda que limiten la entrada de agua en la instalación puede ser una práctica contra la contaminación del agua superficial y subterránea. Hay que tener en cuenta que la construcción de un canal de guarda (un nuevo cauce artificial) puede suponer, en algún caso una reducción de la distancia a cauces, lo que vendría en detrimento de la evaluación de riesgos según la metodología del IGME, aunque, si verdaderamente el riesgo de contaminación de las aguas es elevado, el proyecto incluirá, en buena lógica, alguna o algunas medidas más para reducir este riesgo. Una medida cuyo efecto es semejante a la construcción de un canal perimetral es reforestar laderas vertientes a la instalación para reducir la escorrentía superficial, cuando estas superficies adolecen de falta de cobertura vegetal.

La distancia a cauces o masas de agua es el recorrido por el terreno del agua que ha lavado los residuos en superficie (escorrentía) y en profundidad (surgencias), siguiendo la línea de máxima pendiente hacia el cauce o cuerpo de agua más cercano. La distancia se puede considerar muy pequeña cuando es inferior o igual a 30 m, si el cauce más cercano es de orden 1 o 2, según el sistema de jerarquización de los cauces

fluviales de Strahler (1952), que consiste en asignar el orden 1 a los cauces primarios (que no reciben afluentes). Para cauces de orden 3 o superior y masas de agua distintas de cauces, se considera que la distancia es muy pequeña si es igual o inferior a 50 m. Evidentemente, sobre este factor no se puede actuar, aunque para los casos en los que la distancia sea muy pequeña y la toxicidad elevada puede ser recomendable implementar las prácticas de rehabilitación que ofrecen a priori más garantías: por ejemplo, instalando coberturas secas. No hay que olvidar que además de las prácticas que son de aplicación sobre la propia instalación, si se considera necesario, se puede actuar en un punto intermedio entre la misma y el cauce o masa de agua posiblemente afectada, instalando sistemas de tratamiento pasivo o convencional. Tratándose de instalaciones de residuos abandonadas, normalmente serán más adecuados los métodos de tratamiento pasivo, debido a su bajo coste de construcción, fácil operación y mantenimiento, y buena eficiencia en el tratamiento, cuyo coste puede ser asumido durante largos períodos de tiempo (20 a 40 años) (Watzlaf, 1997). Los sistemas pasivos serían aquéllos que persiguen la mejora de la calidad del agua utilizando únicamente fuentes energéticas derivadas de procesos naturales (fuerzas gravitacionales, energía metabólica microbiana, fotosíntesis, luz solar, etc.), necesitando únicamente un mantenimiento infrecuente para operar de una manera eficaz durante toda su vida útil (Pulles & Heath, 2000).

### ***Reducción de la severidad de las consecuencias***

En la metodología del IGME, la severidad de las consecuencias en un escenario de contaminación de las aguas superficiales se evalúa a través de información relativa a la localización de los elementos en riesgo, es decir, la población, y los elementos del medio natural y del medio socioeconómico con respecto a la instalación. De acuerdo con Hudson-Edwards *et al.* (1996), se asume que la distancia desde la instalación a la posible masa de agua superficial receptora conlleva una atenuación natural de la carga contaminante, como consecuencia de procesos químicos e hidrodinámicos. Para todos los elementos se evalúa el llamado factor de exposición, el cual es función de la distancia, siendo máximo a 100 m o menos, de acuerdo con CCME (2008). Con carácter general, la metodología considera una distancia máxima de 5 km aguas abajo de la



instalación para la identificación de elementos en riesgo y la evaluación de los posibles daños, aceptando que a esta distancia la atenuación ha sido total, o que las concentraciones de metales u otros solutos existentes pueden ser difícilmente asignables a la instalación objeto de evaluación.

Para la población, se estudian las posibles captaciones de agua para consumo humano, así como los usos del agua calificados según su vulnerabilidad. A este respecto, verdaderamente, las únicas medidas que se pueden adoptar para reducir la severidad son de tipo administrativo: prohibición de captaciones, propuesta de cambios de los aprovechamientos del agua (abandono del riego en determinadas parcelas, prohibición del baño en determinadas zonas, etc.), siempre considerando las distancias a la instalación contaminante. Como ya se dijo, con este tipo de acciones no se resuelve verdaderamente el problema, por lo que solo parecen recomendables en casos excepcionales y, preferiblemente, de manera temporal.

De modo semejante, la valoración de la severidad de las consecuencias sobre el medio natural se basa en la valoración de un factor de exposición de los distintos recursos naturales y ecosistemas más próximos a la instalación de residuos, y de un factor de vulnerabilidad ecológica que es inversamente proporcional al grado de deterioro de los ecosistemas afectados, reconocido mediante estándares de calidad de las masas de agua superficiales. La evaluación del riesgo de generación de efluentes contaminantes sobre los recursos socioeconómicos solo se realiza cuando el daño socioeconómico sea elevado y fácilmente constatable. En la generalidad de los casos se considera que la valoración de la severidad asociada a este escenario no procede ser valorada. Parece claro que no es posible modificar las valoraciones de la severidad sobre los recursos naturales y socioeconómicos mediante prácticas de rehabilitación, ni siquiera de carácter administrativo, como no sea rebajar el estatus de determinados espacios naturales que pudieran verse afectados, lo que no es aceptable.

A pesar de que no es posible modificar la severidad de los daños con prácticas de remediación o rehabilitación, tal y como está planteada la metodología, para aquellos casos en los que la valoración de la severidad resulte elevada (mayor de 4), puede ser

recomendable aumentar el nivel de exigencia sobre las medidas adoptadas con el objetivo de reducir la emisión de efluentes contaminantes hasta un nivel virtualmente despreciable, sumando diversas prácticas, por ejemplo: estabilización con materiales neutralizantes, construcción de coberturas secas e instalación de tratamientos pasivos.

### **9. 3. 2. Reducción del riesgo de generación de efluentes contaminantes con afección a los recursos hídricos subterráneos**

Cuando se trata de afección a las aguas subterráneas, las aguas potencialmente contaminadas por la existencia de una instalación abandonada, o bien han atravesado la masa de residuos mineros, o han lavado las superficies de los mismos, y en determinado momento alcanzan la superficie del terreno sobre el que está establecida la instalación y se infiltran. Como se mencionó, si una escombrera se sitúa sobre un terreno impermeable, el agua termina saliendo normalmente por el pie del talud, en el punto de contacto con el terreno situado a menor cota, con unas características normalmente marcadas por la geoquímica y la mineralogía de las capas oxidadas o en proceso de oxidación. Por el contrario, cuando una escombrera se apoya sobre un suelo desarrollado en un material geológico permeable o un acuífero no confinado, es muy posible que el agua que la atraviese, especialmente a través de vías preferentes de flujo, alcance a las aguas subterráneas. La calidad de ese lixiviado depende de la mineralogía de los residuos oxidados. En presas de residuos finos, al contrario de lo que ocurre en escombreras, el abandono supone el progresivo secado, interrumpido durante las épocas de lluvias. Parece ser que, en determinado momento, se alcanza un equilibrio entre el balance hídrico, las propiedades hidráulicas de los lodos y de los materiales subyacentes (Dubrowsky *et al.*, 1984; Blowes *et al.*, 2003). Ya se ha comentado que el drenaje interno en presas de residuos es muy lento, pudiendo ser mucho más rápido el flujo horizontal que el vertical (IGME, 1986; Dennis *et al.*, 2008). Las velocidades relativamente bajas del agua a través de los residuos finos dan lugar a largos intervalos de tiempo entre el momento de la infiltración del agua y el momento de la descarga en un acuífero subyacente o el contacto con terreno impermeable. Todo ello supone que el paso a través de la presa hacia el acuífero (si existe alguno) puede retrasarse mucho en el tiempo y no hacerse evidente hasta tiempo después del

abandono de la actividad minera, aunque el peligro existe y las posibilidades de remediación son escasas. Por otro lado, se ha podido comprobar que, en depósitos de lodos piríticos, las capas profundas normalmente no están oxidadas. Parece ser que los residuos casi siempre están saturados a partir de cierta profundidad. Estas condiciones pueden favorecer la precipitación de muchos elementos que se solubilizaron por los procesos de intemperización en la superficie. De hecho, esto, unido al mayor pH de los residuos a partir de cierta profundidad, lleva a una disminución muy importante de la concentración de elementos solubles en las surgencias situadas en la base de una presa minera, a excepción de algunos elementos tales como el As o el Zn. Sin embargo, altas concentraciones de Fe(II) y sulfatos pueden alcanzar más fácilmente las aguas subterráneas, donde el Fe(II) puede precipitar como oxihidróxidos o hidroxisulfatos generando condiciones ácidas, por lo que puede convertirse en un vehículo de transporte de la acidez dentro de la masa de agua subterránea (Blowes & Jambor, 1990; Blowes & Ptacek, 1994). En general, puede asumirse, para simplificar, que, dejando a un lado los procesos de atenuación que normalmente se producen durante la infiltración del agua a través de los residuos finos de las presas mineras, la calidad del agua infiltrada guarda relación también con las capas oxidadas. Por ello, la metodología del IGME evalúa el riesgo también a partir de la solubilidad de elementos de capas superficiales oxidadas, como se hace con las aguas superficiales. En cualquier caso, es muy difícil que estos procesos lleguen a afectar a los acuíferos denominados confinados, por lo que la metodología solo tiene en consideración los acuíferos o masas de agua a los que se les puede atribuir un régimen hidráulico libre. En España, la gran mayoría de depósitos de residuos mineros abandonados inventariados se encuentran en terrenos en los que no existen acuíferos superficiales.

### ***Reducción de la probabilidad de ocurrencia***

La probabilidad de ocurrencia de generación de efluentes contaminantes con afección a los recursos hídricos subterráneos se evalúa, en primer lugar, a partir de la toxicidad de los residuos, valorada a partir de la solubilidad de determinados elementos (exactamente igual que para las aguas superficiales). En este sentido, todo lo dicho en el punto anterior sobre aplicación de materiales correctores para reducir la solubilidad

de los elementos potencialmente tóxicos en los residuos, tapado de los residuos con suelos seleccionados o coberturas secas, implantación de vegetación para la fitoestabilización o reducción de la infiltración, es válido también en este punto. Igualmente, la construcción de canales de guarda o reforestación de laderas puede reducir la cantidad de agua que puede infiltrarse a través de la masa de residuos, cuando ésta recibe esorrentía procedente de zonas aledañas.

En la evaluación de la probabilidad de afección también interviene un factor relacionado con la vulnerabilidad intrínseca de las aguas subterráneas, entendida como la susceptibilidad de un acuífero a la contaminación del agua que alberga, debido al impacto de las actividades humanas, en función de sus características geológicas e hidrogeológicas (Foster, 1987; Daly *et al.*, 2002). No hay que confundir esta vulnerabilidad del reservorio potencial de agua subterránea con la vulnerabilidad de los elementos en riesgo que se analiza como parte de la severidad de las consecuencias. Evidentemente, la vulnerabilidad intrínseca de un posible acuífero no confinado que soporte sobre él una masa de residuos no puede ser modificada de manera que resulte económicamente viable actuando sobre los materiales por debajo de esa superficie de contacto. Sin embargo, hay que pensar que desde la zona de infiltración de las aguas contaminadas el agua se desplazará lentamente en forma de flujo dentro de la zona saturada, experimentando, al mismo tiempo, un proceso de atenuación por dilución y dispersión. Esto puede ser visto como que la vulnerabilidad del acuífero en posiciones más alejadas de la instalación es progresivamente menor cuando aumenta la distancia con respecto a esa fuente de contaminación localizada. Del mismo modo, la instalación de una barrera reactiva permeable (USEPA, 1998), en las proximidades de la instalación, puede ser vista como la creación de un elemento que reduce la vulnerabilidad de toda la masa de agua subterránea que queda al otro lado de la barrera en la dirección del flujo subterráneo, lo que puede tener un efecto importante sobre el escenario de riesgo.

También es posible modificar la superficie descubierta o desprotegida que los depósitos ofrecen a los procesos de intemperización y a la infiltración en épocas de lluvia, lo que permitiría reducir la generación de aguas de percolación, así como las

características de las mismas. Por ello, si existe la posibilidad de afectar a acuíferos superficiales, es importante reducir la infiltración hacia la base de la instalación, mediante la cubrición con capas de suelos seleccionados o cubiertas secas a las que se debe asociar algún tipo de vegetación. La disminución de la probabilidad de ocurrencia que se consiga con tales prácticas depende de procesos de cálculo adaptados a las condiciones particulares de la instalación, como ya se comentó en relación al riesgo de afección a las aguas superficiales, pero dando mayor peso, en la selección de parámetros constructivos, a la sistemática propia del diseño de las cubiertas secas.

### ***Reducción de la severidad de las consecuencias***

De modo semejante a como se planteó en el análisis de la severidad de las consecuencias asociada a contaminación de aguas superficiales, la severidad, en un escenario de contaminación de las aguas subterráneas, se evalúa a través de información relativa a la localización de los elementos en riesgo, es decir, la población, y los elementos del medio natural y del medio socioeconómico con respecto a la instalación.

No existe en la literatura, ni entre las distintas metodologías que han abordado la evaluación del riesgo en minería abandonada o contaminación de suelos, un consenso a la hora de prefijar una distancia de alcance final de la pluma contaminante en un sistema acuífero superficial. La metodología del IGME asume que la pluma de contaminación presenta sus máximas concentraciones entre 0 y 100 m desde el punto de infiltración al terreno, disminuyendo de forma directamente proporcional a la distancia, hasta alcanzar 1 km (EPA-Ireland, 2009). Con estas premisas se analiza la identificación de elementos en riesgo y la evaluación de los posibles daños, aceptando que a esta distancia la atenuación ha sido total, o que las concentraciones de metales u otros solutos existentes pueden ser difícilmente asignables a la instalación objeto de evaluación.

En relación con la población, es necesario conocer el número de pozos y manantiales destinados al abastecimiento de la misma (agua para consumo humano) en un radio

de 1 km, o bien, en la dirección predominante del flujo de agua subterránea hasta dicha distancia de referencia. Como ocurría con las captaciones de aguas superficiales, las únicas medidas para reducir la severidad son de tipo administrativo, tales como la prohibición de captaciones, o la imposición de restricciones en el uso para consumo humano o riego de cultivos hortícolas, y siempre considerando las distancias a la instalación contaminante del punto de extracción del agua subterránea.

De modo semejante, la severidad de los efectos sobre los recursos naturales se valora mediante la asignación de un factor de exposición de los distintos recursos naturales y ecosistemas más próximos a la instalación de residuos (hasta 1 km de distancia), y de un factor de vulnerabilidad ecológica. La evaluación del riesgo de generación de efluentes contaminantes sobre los recursos socioeconómicos solo se realiza cuando el daño socioeconómico sea elevado y fácilmente constatable. En la generalidad de los casos, se considera que la valoración de la severidad asociada a este escenario no procede ser valorada. Como ocurría en el caso de las aguas superficiales, no es posible modificar las valoraciones de la severidad sobre los recursos naturales y socioeconómicos mediante prácticas de rehabilitación, ni siquiera con la adopción de medidas de carácter administrativo.

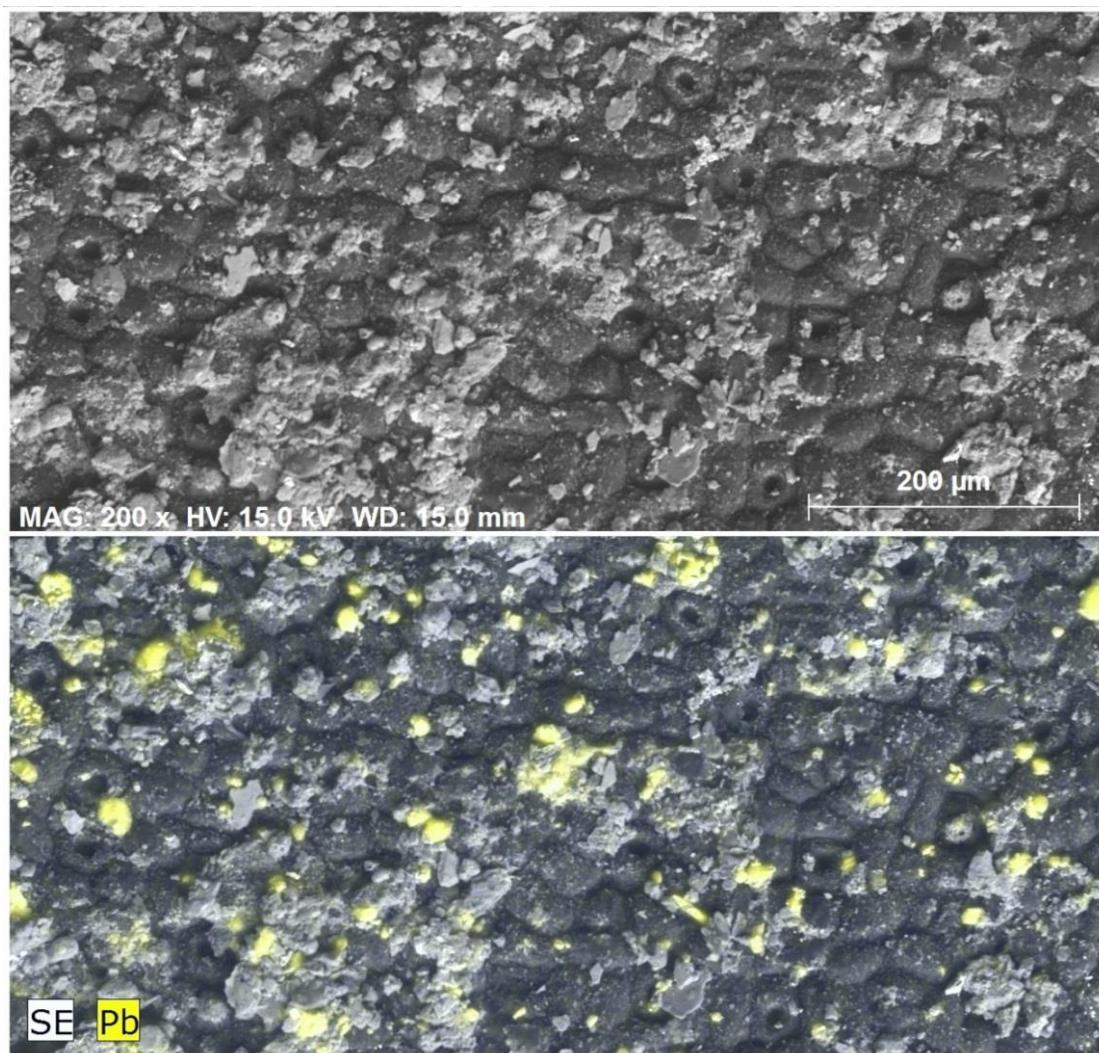
A pesar de que no es posible modificar la severidad de los daños con prácticas de remediación o rehabilitación, tal y como está planteada la metodología, para aquellos casos en los que la valoración de la severidad resulte elevada (mayor de 4), de nuevo puede ser recomendable aumentar el nivel de exigencia sobre las medidas adoptadas hasta reducir la emisión de efluentes contaminantes hasta un nivel virtualmente despreciable, sumando diversas prácticas, por ejemplo: estabilización con materiales neutralizantes, construcción de coberturas secas e instalación de barreras reactivas.

### **9. 3. 3. Reducción del riesgo de movilización de material particulado por acción del viento**

Los materiales movilizados por la erosión eólica son partículas de diversa naturaleza y carga contaminante. Los elementos traza movilizados como material particulado

pueden estar asociados a óxidos e hidróxidos, sulfatos, o formando parte de la estructura cristalina de otras especies minerales. Cuando esas partículas se depositan en terrenos del entorno, la biodisponibilidad de los elementos traza que pudieran incluir dependerá de la naturaleza mineral de las mismas y de las condiciones de intemperización en el lugar de deposición. Sin embargo, el polvo no solo se deposita en suelos y sedimentos. También lo hace en la superficie de toda clase de materiales artificiales que entran continuamente en contacto con las personas, o sobre la vegetación. Se sabe que la deposición del polvo mineral sobre las hojas de las plantas puede dificultar algunos de los procesos que intervienen en la fotosíntesis por oclusión de sus estomas, reduciendo la capacidad de intercambio gaseoso y la captación de agua y luz. Además, para las especies herbívoras que se alimentan de las partes aéreas de las plantas, la ingestión supone la incorporación a su sistema digestivo del polvo depositado en ellas. Especialmente cuando se trata de residuos finos de flotación, la erosión eólica puede contribuir de forma significativa a la dispersión en el entorno del material almacenado en este tipo de depósitos mineros, lo que puede representar un daño directo por contaminación de los suelos, las aguas y los cultivos próximos, o dañar a la vegetación, y afectar por inhalación, ingestión o contacto dérmico a personas y animales (Blight, 2007). Es decir, a diferencia de la erosión hídrica, cuyos efectos se concentran en posiciones muy localizadas de suelos muy cercanos o en cauces, el polvo generado por la erosión eólica de instalaciones de residuos mineros afecta a todo aquello donde se deposita (**Figura 77**).

Tratándose de residuos mineros finos, los riesgos asociados a la erosión eólica no han sido considerados con la importancia que se merecen. En Zota *et al.* (2011) se señala cómo la presencia de estructuras de almacenamiento de residuos mineros en las proximidades de áreas residenciales, contribuye a incrementar las concentraciones de polvo y metales pesados en el interior de las viviendas. También se llama la atención sobre la alta vulnerabilidad de los parques y zonas de juego infantiles, los colegios, y los usos de carácter recreativo y/o deportivo al aire libre, entre otros. No hay que olvidar que, además de la posible inhalación de partículas por la población cercana, todas las partículas depositadas en la vegetación pueden pasar al suelo o a las cadenas tróficas.



**Figura 77.** Imagen que muestra las partículas de polvo depositado sobre una hoja de *Osyris lanceolata* (bayón) en las proximidades de varias presas mineras (Portmán, La Unión, Murcia). Arriba: imagen simple obtenida mediante microscopía electrónica de barrido. Abajo: identificación de Pb (en amarillo) mediante una imagen de barrido de electrones retrodispersados superpuesta a la imagen anterior.

Por otro lado, las enormes tasas de erosión eólica que se pueden producir, sobre todo en residuos mineros de flotación abandonados, con respecto a la que es normal en los suelos del entorno, llevaron a considerar todo el material erosionado por el viento como contaminante, aunque sea inerte. Incluso el material más inerte puede causar daños por inhalación y por oclusión de estomas en la vegetación, como ya se ha dicho. Este escenario de riesgo puede presentarse también en escombreras con presencia de abundantes materiales finos en superficie, aunque es mucho menos importante en



términos generales. Es un fenómeno que puede producirse en cualquier tipo de clima y ambiente, si bien en todos los casos deben concurrir algunos factores tales como: la presencia de material fino, suelto y seco, la existencia de extensas áreas con una superficie poco rugosa, desprovista de cobertura vegetal, y el predominio de fuertes vientos (FAO, 1979). No obstante, es en los climas áridos, semiáridos, o con estación seca prolongada, donde las consecuencias de este fenómeno suelen ser más relevantes, y en donde se dan conjuntamente los factores antes descritos con mayor probabilidad. En climas de tipo mediterráneo, y en zonas de materiales ricos en carbonatos, con elevada capacidad de neutralización, Boussem *et al.* (2010) han observado que los riesgos ambientales asociados con residuos mineros están principalmente relacionados con la dispersión de partículas por acción del viento y, en menor medida, por la erosión hídrica asociada a lluvias intensas.

### ***Reducción de la probabilidad de ocurrencia***

Dado que no se puede pretender realizar una evaluación cuantitativa de los posibles procesos erosivos que pueden tener lugar en todos y cada uno de los depósitos mineros de un inventario, la metodología del IGME intenta valorar la susceptibilidad ante la erosión mediante relaciones simples, considerando diversos factores: factor de erodibilidad eólica, factor de aridez, factor de velocidad del viento, superficie total expuesta y un factor que califica el grado de desprotección de la superficie de cada instalación.

Entre los factores que controlan la intensidad y el alcance de este tipo de erosión sobre los depósitos de residuos mineros, uno de los más importantes es la erodibilidad de los materiales almacenados, que según Chepil & Woodruff (1963) es la propensión a ser removidos y desplazados por el flujo de aire y que depende en gran medida del tamaño de las partículas o agregados. Así, la erodibilidad se analiza mediante un sencillo factor, de carácter cualitativo, que es función de la fracción granulométrica de tamaño inferior a 75  $\mu\text{m}$ . El contenido porcentual en partículas o agregados de tamaño inferior a 75  $\mu\text{m}$ , ha sido un criterio empleado en otras metodologías de análisis de riesgo aplicadas a residuos mineros y suelos contaminados, para evaluar la generación

de polvo y dispersión de contaminantes a través del aire (SERNAGEOMIN-BGR, 2008; CCME, 2008). Una posibilidad para reducir la susceptibilidad de los materiales a la erosión eólica es modificar la granulometría de las capas superiores de los residuos. Esto, aunque es teóricamente posible, mezclando materiales, es de dudosa aplicación práctica en la generalidad de los casos. Otra posibilidad es incorporar materia orgánica humificada mediante enmiendas orgánicas. El efecto deseado se producirá siempre y cuando se favorezca la formación de agregados estables de tamaño superior a lo que el viento suele normalmente desplazar, y no será nunca inmediato. Tampoco este efecto puede ser duradero en ausencia de vegetación que garantice la incorporación periódica de restos vegetales. Más eficaz, a corto plazo, es regar con agua a la que se añaden ciertos aditivos empleados como aglutinantes en las técnicas de hidrosiembra e hidromulching. Estos aditivos son materiales semejantes a los llamados estabilizadores o acondicionadores de suelos. Según explica Plass (1973), los acondicionadores de suelos son materiales orgánicos o inorgánicos aplicados en solución acuosa que penetran a través de la superficie del terreno al tiempo que aglomeran las partículas de suelo, incrementando además la porosidad. En cualquier caso, los efectos de las mencionadas prácticas son temporales y deben ir acompañadas de medidas de revegetación.

Otro de los factores influyentes en la probabilidad de ocurrencia de este escenario es la aridez. La aridez climática, expresada según el Índice de aridez de De Martonne, permite calificar gran parte de la geografía de la Península Ibérica como Semiárida. Se considera que cuando el valor del índice supera el valor de 60 (lugares como Gijón, Cádiz, San Sebastián, etc.), la probabilidad se reduce a cero o se puede considerar despreciable. La aridez es máxima, con valores del índice inferiores a diez, en el sureste español (Almería, Tabernas, Cabo de Gata, Águilas). La única oportunidad de modificar este factor es planificar la ejecución de riegos periódicos que deberían prolongarse indefinidamente en ausencia de otras medidas, lo cual es absurdo. Sin embargo, en aquellos lugares más áridos, donde el riesgo asociado a la generación de polvo sea elevado, no se debe descartar esta medida como complemento de otras, especialmente durante las operaciones de rehabilitación.

Un factor importante para evaluar la probabilidad de ocurrencia sobre el que tampoco se puede actuar es el llamado factor de velocidad del viento. Existe una velocidad crítica, o velocidad mínima, para iniciar el proceso de erosión de las partículas de la superficie de los depósitos mineros. Esta velocidad crítica cortante varía en función de la granulometría, el contenido de humedad de los materiales y su grado de cohesión, en superficies de baja rugosidad y sin ningún tipo de cobertura protectora. La metodología del IGME, después de considerar diferentes fuentes de información, asume que una velocidad media anual de 3 m/s implica que en buena parte de los días del año se supera dicha cifra. Esto se justifica por los trabajos de *Mineral Industry Research Organisation* (MIRO, 2011), los cuales muestran como el inicio de propagación de polvo mineral relacionado con la actividad extractiva ocurre por lo general a una velocidad de viento por encima de 3 m/s, aproximadamente. Aunque es un factor que no se puede modificar, es posible intensificar las medidas en aquellos lugares en los que se compruebe que la velocidad media del viento alcanza valores por encima de 3 m/s, medidos a 10 m de altura, consultando el Mapa Eólico Nacional, desarrollado por el Centro Nacional de Energías Renovables (CENER), al que se puede acceder vía web (<http://www.globalwindmap.com/VisorCENER/>). La velocidad media del viento corregida a una altura de 9,1 metros, junto con la relación entre precipitación y evapotranspiración de Thornthwaite, son dos de los cinco factores de la ecuación de Woodruff & Siddoway (1965) para el cálculo de la tasa de erosión del viento.

Otro factor que incide en la probabilidad es la superficie expuesta a la acción del viento, aunque cuando se supera una superficie de 2 ha, se alcanza el máximo posible asignado a este factor en la metodología del IGME. En parte, este factor podría ser modificado con las prácticas de remodelado, aunque lo normal es que empeore, pues, como se comenta más adelante, estas operaciones deben tender a reducir la pendiente de los taludes, incrementando las superficies ocupadas por los mismos (más susceptibles a la erosión eólica). Este aspecto debe ser tenido en cuenta en aquellas instalaciones donde el riesgo derivado de la erosión eólica sea importante.

Finalmente, de todos los factores que intervienen en la valoración de la probabilidad de ocurrencia de la movilización de material particulado por el viento, es el grado de protección de la superficie de los residuos el que resulta más sencillo modificar. En efecto, la protección de las superficies de residuos expuestas a la erosión eólica puede conseguirse de diversas formas: disposición sobre la superficie de los depósitos, y muy especialmente sobre los taludes, de capas de piedras o fragmentos de roca o de suelos, junto con la implantación de una cobertura de vegetación herbácea, arbustiva o arbórea. Igualmente, la instalación de capas de acolchado, o de redes o mantas orgánicas pueden reducir considerablemente las pérdidas de material particulado por erosión eólica. Estas medidas son relativamente sencillas de aplicar. Básicamente, consisten en distribuir o colocar una cubierta artificial sobre la superficie del suelo para protegerlo, simulando el efecto protector de una formación vegetal que aún no esté establecida, o que se encuentre en periodo de nascencia después de una siembra, o que, estando ya establecida, no ofrezca todavía la suficiente cubrición del terreno como para protegerlo de la erosión. No obstante, los efectos de estas prácticas, cuando se emplean materiales orgánicos, tienen una vida corta, aunque puede mantener la estabilidad del suelo dentro de niveles aceptables durante el tiempo que puede ser necesario para la implantación de vegetación, e incluso mejorar el crecimiento vegetativo de las primeras fases hasta que la estabilización sea permanente (Slick & Curtis, 1985). Otro material que puede tener mucho interés en la protección de residuos finos de flotación es la piedra o roca suelta. A diferencia de los materiales orgánicos su duración puede ser teóricamente muy prolongada en el tiempo. El mulch de piedra, o dicho de otro modo, el empedrado ha sido empleado durante milenios para la protección de la erosión y la mejora de la productividad de los cultivos, especialmente en ambientes áridos, en los que puede que sea la única opción para defender la superficie contra la erosión. Sobre residuos finos de flotación, el recubrimiento con rocas o piedras parece proporcionar la protección más rentable, duradera y físicamente eficaz contra la erosión eólica e hídrica (Blight, 2007). Según este autor, una capa de 30 cm de espesor formada con estériles de mina pétreos puede reducir en más del 90% la erosión eólica en taludes de lodos mineros con inclinación de 33°.

Salvo en zonas de aridez muy elevada, en las que posiblemente nunca se pueda confiar plenamente en una cobertura vegetal suficientemente protectora, el establecimiento de vegetación planificada mediante siembras, hidrosiembras, plantaciones o bioingeniería, es la mejor medida a largo plazo para defender una instalación frente a los procesos de erosión eólica. Incluso, en las zonas más áridas se puede combinar, la plantación de especies muy resistentes a la sequía con el empedrado. En tales situaciones, la cubrición con una capa de zahorras, rocas fragmentadas o gravas, puede ser beneficiosa para la implantación de vegetación leñosa.

### ***Reducción de la severidad de las consecuencias***

De modo semejante a como se planteó en el análisis de la severidad de las consecuencias asociada a otros procesos de contaminación, la severidad, en un escenario de movilización de material particulado por acción del viento, se evalúa a través de información relativa a la localización de los elementos en riesgo, es decir, la población, y los elementos del medio natural y del medio socioeconómico con respecto a la instalación. La metodología del IGME asume que los efectos son función de la distancia, siendo máximos hasta 100 m y progresivamente menos importantes hasta una distancia de 3 km. Con estas premisas se realiza la identificación de elementos en riesgo y la evaluación de los posibles daños, aceptando que a la segunda distancia mencionada la atenuación ha sido total, o que la existencia de material particulado en la atmósfera o superficies de deposición puede ser difícilmente asignable a la instalación objeto de evaluación.

Desde el punto de vista de la población, no es posible llevar a cabo ninguna práctica razonable que reduzca la severidad debida a la emisión total de partículas desde una instalación abandonada de residuos mineros, si bien sí es posible modificar la naturaleza tóxica de las mismas, desde el momento en el que la instalación se recubra con materiales de menores contenidos en los elementos más nocivos. En efecto, la toxicidad del material particulado, en un escenario de riesgo por inhalación, presenta algunas características específicas que son consideradas a la hora de evaluar la severidad de los daños. Ya se ha mencionado que las partículas inertes no son inocuas,

sino que por el contrario, y en función de la cantidad y tiempo de exposición, pueden generar efectos adversos sobre la salud. Igualmente, la presencia de metales pesados incrementará la toxicidad y el probable daño. La toxicidad se incorpora al índice de severidad como un factor amplificador del daño, cuando la concentración total medida en los residuos de elementos más nocivos, tales como As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb o Sb (EPA-Ireland, 2009), supera los Niveles Genéricos de Referencia de suelos para el uso urbano en la Comunidad Autónoma o entorno del depósito. Igualmente, la severidad de los efectos sobre los recursos naturales se valora mediante la asignación de un factor de exposición de los distintos recursos naturales y ecosistemas más próximos al depósito minero (hasta 3 km de distancia), y de un factor de vulnerabilidad ecológica. También aquí se considera un factor de amplificación en función de los contenidos totales medidos en los residuos mineros de elementos potencialmente tóxicos tales como (As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Sb o Se), comparando con los Niveles Genéricos de Referencia de suelos para usos no urbanos ni industriales. Cuando alguno de estos niveles se supera, y si se considera necesario, es posible reducir la severidad recubriendo los residuos con suelos seleccionados o coberturas secas.

En la metodología del IGME, el índice de severidad de los daños sobre el medio socio-económico, en un escenario de riesgo por movilización de material particulado de residuos mineros, va a depender de la concentración de exposición que será función de la distancia a la que se encuentre el elemento más vulnerable o más sensible, y más próximo al foco emisor. En la generalidad de los casos se considera que la valoración la severidad asociada a este escenario no procede ser valorada.

#### **9. 3. 4. Reducción del riesgo de emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica**

Los materiales movilizados por la erosión hídrica son partículas de diversa naturaleza y carga contaminante. Los elementos movilizados como material particulado pueden estar asociados a diferentes tipos de minerales o a materia orgánica. También en este caso, la biodisponibilidad de los elementos traza dispersados como material particulado dependerá de las condiciones de pH, contenido en materia orgánica,

potencial redox y temperatura en los suelos y sedimentos receptores (Alloway, 1995). La metodología del IGME asume que los efectos sobre los suelos del entorno cercano se hacen notar como mucho hasta unos cientos de metros de distancia (p. ej.: Gallagher & O'Connor, 1997; Aslibekian & Moles, 2003). Sin embargo, cuando se alcanzan vías de drenaje concentrado (arroyos, ramblas) las partículas erosionadas, conteniendo elementos traza, que son exportadas desde los depósitos de residuos mineros pueden recorrer varios kilómetros, depositándose en los cauces y márgenes hasta concentraciones elevadas. Por ello, la afección sobre las aguas superficiales es un aspecto de mayor preocupación que sobre los suelos vecinos. Desde el momento en que se alcance un canal, reguero, vaguada o cauce, de modo que se canalice la escorrentía superficial hacia el sistema natural de drenaje o las masas de agua próximas, hay que pensar en la posibilidad de afección debida a sedimentos de carácter contaminante, entendiendo siempre que éstos se refieren a los que contienen contenidos elevados en elementos potencialmente tóxicos. Conviene tener presente que los sedimentos en cauces y masas de agua son vistos como sumideros temporales de metales y metaloides, desde los cuales pueden pasar a las cadenas alimentarias, principalmente a través de los organismos bentónicos (Diamond, 1995). En definitiva, los sedimentos son componentes importantes para el ecosistema acuático, y para el mantenimiento del estado trófico del mismo (Singh *et al.*, 1997).

A diferencia de lo que ocurre con el material particulado por erosión eólica, la metodología asume que un sedimento o material en suspensión originado en una instalación de residuos por erosión hídrica no es verdaderamente contaminante, en principio, si los contenidos en elementos tóxicos no se diferencian de los niveles de fondo para suelos en el entorno de la instalación. De este modo se intenta diferenciar la contaminación procedente de residuos mineros de la que procede de la erosión acelerada de suelos en el entorno, la cual, por desgracia, es elevada en amplias zonas de nuestra geografía. Este intento de distinguir esas diferentes procedencias asume que, teniendo en consideración las aguas superficiales y la vida acuática, los materiales erosionados en los suelos, aunque son claramente contaminantes, representan el origen de coordenadas para evaluar la contaminación procedente de los residuos mineros. Por ello, las valoraciones de la toxicidad o potencial contaminante de los

sedimentos emitidos desde depósitos de residuos mineros comienza con el estudio de los contenidos de sustancias potencialmente dañinas para el medio ambiente o la salud humana en los residuos, en especial, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn, que forman el conjunto de metales y metaloides contemplados en la Decisión de la Comisión 2009/359/CE de 30 de abril de 2009, más el Se, cuando existen datos sobre dicho elemento en los suelos naturales. La normativa exige que dichos contenidos sean lo suficientemente bajos como para que los posibles riesgos sobre los seres humanos y los ecosistemas sean insignificantes, tanto en el corto como en el largo plazo. La interpretación oficial considera que los contenidos en los residuos de dicha serie de elementos son insignificantes si no se superan los valores mínimos nacionales para los emplazamientos definidos como no contaminados o los niveles naturales nacionales pertinentes. Con esta premisa, se utilizó como referencia los contenidos o niveles de fondo para los suelos fijados para cada entorno geológico o comunidad autónoma, estableciendo comparaciones entre los contenidos totales de elementos medidos en los residuos o sedimentos y los correspondientes a los suelos.

### ***Reducción de la probabilidad de ocurrencia***

Por lo anteriormente comentado, el escenario que se evalúa en la metodología no está planteado como un problema de pérdida de suelos, sino como un proceso de emisión de sedimentos de carácter contaminante. La probabilidad de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica considera, como primer paso, la valoración del potencial contaminante a partir de la naturaleza química de los residuos. Este aspecto se complementa con una valoración de la capacidad de emisión o susceptibilidad ante la erosión hídrica, la agresividad o erosividad de la lluvia en la zona, la superficie de los taludes de los depósitos de residuos mineros, y la existencia de elementos de protección frente a la erosión o emisión de sedimentos.

La comparación de los contenidos totales de elementos con los niveles de fondo de suelos se facilita mediante el ya comentado índice de contaminación (IC), obtenido mediante el sumatorio de las fracciones formadas por las concentraciones de los elementos medidas en los residuos con respecto a los niveles de fondo de los suelos



del entorno para todos los elementos considerados, si existen los correspondientes datos. Este cociente promedio es similar a otros índices utilizados para analizar los niveles de contaminación por metales pesados en suelos y sedimentos, tales como el denominado *hazard index* (Lim *et al.*, 2008), o el *pollution index* (Hakanson, 1980; Jung, 2001). Arranz *et al.* (2012) emplearon un índice de estas características para evaluar el potencial contaminante de residuos mineros en la provincia de Huelva, con respecto a los niveles de fondo regionales y los niveles de referencia para suelos forestales. Para facilitar la valoración de los resultados obtenidos al aplicar el IC, se ha empleado la gráfica de la **Figura 1** (capítulo tercero), elaborada a partir de Alberruche *et al.* (2014). Con ella es posible también obtener una valoración general del potencial contaminante.

Esta valoración sobre el potencial contaminante de los residuos es útil para la toma de decisiones. Como ocurría con los elementos solubles, está claro que aquellos residuos que alcanzan peor calificación desde el punto de vista del potencial contaminante son, en principio, merecedores de mayor atención. Los posibles tratamientos que pueden ser adecuados para la reducción de ese potencial contaminante son: la aplicación de enmiendas masivas con diversos materiales, ya sean químicamente activos o no (lo que tendría un efecto de dilución), o el intento de aislamiento de los residuos mediante capas de suelo seleccionadas (sustitutos de suelo) o lo que se ha venido en llamar coberturas secas. La primera de ellas tiene poco sentido, especialmente si los contenidos medidos son muy elevados. Sin embargo, las otras dos pueden ser interesantes por varios motivos, como se ha ido mostrando. Las capas que se aporten, en tanto no queden protegidas de la erosión pueden también generar sedimentos, por lo que interesa que cumplan unas condiciones en cuanto a contenidos en elementos potencialmente tóxicos, siendo exigible que no superen los Niveles Genéricos de Referencia de suelos para otros usos la Comunidad Autónoma correspondiente o, en caso de no estar declarados, que no sobrepasen el valor calculado de  $IC=7$ .

Salvo en aquellos casos, normalmente excepcionales, en los que el tiempo transcurrido ha sido muy corto, lo normal es que los rasgos de erosión desarrollados reflejen claramente la susceptibilidad ante la erosión del depósito que se esté evaluando en el

lugar en el que se ubica, mostrando una combinación característica de formas de erosión (laminar, en regueros, en túnel o en cárcavas). La idea es asimilar los taludes de una instalación de residuos mineros a lo que se ha denominado unidades de respuesta ante la erosión (Märker *et al.*, 1999). Dichas unidades de respuesta ante la erosión vienen a reconocer aquellos terrenos que se comportan de modo homogéneo ante los procesos de erosión y de manera diferente a otros por su erodibilidad y pendiente. La calificación del estado erosivo permite, por ello, tener una visión de la susceptibilidad de la erosión al tiempo de que permite reconocer la necesidad de un replanteo importante de las superficies de los taludes, en aquellos casos de mayor gravedad (procesos generalizados de acarcavamiento y tubificación o *piping*). El efecto de la erosión hídrica en los taludes puede reducirse mediante la intercalación de bermas, lo que dependerá de la accesibilidad de los taludes, la propia pendiente de los mismos y la accesibilidad para la maquinaria de movimiento de tierras. Por ejemplo, en taludes de presas mineras construidos con los propios residuos, la creación de bermas mediante banqueado puede ser contraproducente, desde el punto de vista de la estabilidad, si implica excavar materiales del propio dique. Más factible suele ser conformar la superficie de la instalación remodelando los taludes. Esto puede ser imprescindible en aquellos que estén más afectados por procesos de erosión, buscando el alisado de la superficie, al tiempo que se rebaje el valor de la pendiente. Muchas veces, esta operación exige el aporte de materiales al pie del talud, en cantidades importantes, lo que podrá realizarse si existe espacio disponible. También hay que tener en cuenta que cualquier modificación del grado de pendiente puede llevar aparejado un incremento de la longitud de la misma. Como explican Israelsen & Israelsen (1982), mediante el análisis del factor LS de la USLE (*Universal Soil Loss Equation*) este efecto es mejor que el de aumentar el grado de pendiente a costa de reducir la longitud, a pesar de que aumenta la superficie en el primer caso. En efecto, un elemento que interviene también en la valoración de este escenario de riesgo es la superficie total ocupada de taludes, entendiendo que desde las plataformas de escombreras y los vasos de las presas, por su bajo grado de pendiente, la emisión de sedimentos es despreciable. Si la superficie de taludes aumenta como consecuencia de las operaciones de remodelado, convendrá aumentar la importancia que ha de concederse a las prácticas de control de la erosión, como la instalación de elementos

transversales a la pendiente (caballones, canales de contorno, barreras de sedimentos, etc.), de modo que la longitud de la misma quede dividida en tramos más cortos, disminuyendo la velocidad de flujo y aumentando la retención de sedimentos. Si no existe un mantenimiento de tales estructuras, tendrán una vida limitada, a menos que otros aspectos como la presencia de vegetación permitan augurar una reducción de la emisión de sedimentos con el paso del tiempo. Por otro lado, cualquier conformación de la superficie que implique remodelación de taludes debe llevar aparejada labores de descompactado si se plantea implantar vegetación. Evidentemente, cuando se vayan a aportar materiales seleccionados sobre los residuos remodelados, habrá que aplicar las medidas de control de la erosión sobre los primeros, una vez conformados.

Otro de los factores considerados en la evaluación de la probabilidad de ocurrencia de procesos de erosión hídrica es la agresividad del clima en la zona donde se sitúan las instalaciones. Para ello se tiene en consideración, el valor del índice de erosividad de las lluvias (R de la USLE), el cual es relativamente constante para cada área geográfica, puesto que se trata de un valor promedio anual. La información sobre los valores que alcanza el factor R de la USLE en España están recogidos en los mapas de "Agresividad de la lluvia en España" (ICONA, 1988). El factor R se puede visualizar directamente en los correspondientes mapas, o consultando los valores tabulados que se pueden encontrar en la citada monografía. Otra opción, en España, es la consulta del factor R en el correspondiente mapa accesible vía web a través de la dirección <http://sig.marm.es/geoportal/>. Sobre este factor no es posible actuar, si bien puede ser conveniente aumentar el nivel de exigencia de las medidas que se adopten para limitar la emisión de sedimentos contaminantes cuando se supere el valor de  $R = 200 \text{ hJ} \times \text{cm} \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1} \times \text{año}^{-1}$ .

Por último, en la evaluación de la probabilidad, interviene también el denominado factor de control de la erosión. Dicho factor considera la combinación de elementos que permiten reducir la erosión en los taludes, tales como la vegetación, la hojarasca o los restos vegetales, o la presencia de materiales de cubrición. Este factor es claramente sobre el que más se puede actuar, empleando acolchados, empedrados, mantas o redes orgánicas y técnicas de implantación de la vegetación. De todas ellas,

al igual que ocurría con el escenario de movilización de material particulado por acción del viento, el establecimiento de vegetación planificada mediante siembras, hidrosiembras, plantaciones o bioingeniería, es la mejor medida a largo plazo para defender una instalación frente a los procesos de erosión. Incluso, en las zonas más áridas se puede combinar la plantación de especies muy resistentes a la sequía con el empedrado. Ya se ha mencionado que, en tales situaciones, la cubrición con una capa de zahorras, rocas fragmentadas o gravas, puede ser beneficiosa para la implantación de vegetación leñosa.

Por otro lado, la existencia de creación de barreras, espaldones o muros de contención, que pueden interesar como medio de mejorar la estabilidad de la instalación, puede hacerse de modo que la estructura retenga sedimentos. La existencia de tales estructuras, por tanto, funciona como un elemento reductor del proceso. Por ello, siempre y cuando se pueda afirmar que la presencia de tales elementos impide totalmente la emisión de sedimentos más allá de la base de los taludes donde se ubican, es posible asimilar este efecto al de elementos de protección de la superficie que anulan la emisión de elementos contaminantes por erosión. De modo semejante, el objetivo de eliminar o reducir en gran medida el proceso global de emisión de sedimentos contaminantes se puede conseguir mediante la construcción de sistemas de retención de sedimentos. El principio en el que se basan es el mismo: interferir con la posible escorrentía cargada de sedimentos para minimizar la contaminación en tierras, cursos de agua e infraestructuras situados aguas abajo. Lo ideal es que se sitúen en una posición lo más cercana posible a la instalación de residuos, evitando la interferencia con cauces naturales. Deben complementarse con otras medidas contra la erosión, tales como barreras de sacos o balas de paja, canales de contorno y diques de retención o filtrado, así como otros elementos situados transversalmente en canales de drenaje para la retención de sedimentos o la disipación de energía.

### ***Reducción de la severidad de las consecuencias***

La severidad de los daños sobre la salud de las personas que se propone para un escenario de riesgo por contaminación de las aguas superficiales por emisión de sedimentos contaminantes es dependiente de la población expuesta y de la exposición, o concentración de contaminante, en función de la distancia a la que se encuentre el punto de captación o extracción de agua con el aprovechamiento más vulnerable, y más próximo al foco emisor. Es, en todo caso, semejante a la valoración que se hace en la metodología para la posibilidad de contaminación de las aguas superficiales. A este respecto, como ya se ha mencionado, las únicas medidas que se pueden adoptar para reducir la severidad son de tipo administrativo: prohibición de captaciones, propuesta de cambios de los aprovechamientos del agua (abandono del riego en determinadas parcelas, prohibición del baño en determinadas zonas, etc.), siempre considerando las distancias a la instalación contaminante. Como ya se dijo, este tipo de acciones parecen recomendables solo en casos excepcionales y, preferiblemente, de manera temporal.

Con respecto al medio natural, la valoración de la severidad en metodología del IGME se basa en la valoración de un factor de exposición de los distintos recursos naturales y ecosistemas más próximos al depósito minero, y de un factor de vulnerabilidad ecológica que es inversamente proporcional al grado de deterioro de los ecosistemas afectados, reconocido mediante estándares de calidad de las masas de agua superficiales. La evaluación del riesgo de generación sedimentos contaminantes sobre los recursos socioeconómicos solo se realiza cuando el daño socioeconómico sea elevado y fácilmente constatable. En la generalidad de los casos se considera que la valoración de la severidad asociada a este escenario no procede ser valorada. Siendo así, parece claro que no es posible modificar las valoraciones de la severidad sobre los recursos naturales y socioeconómicos mediante prácticas de rehabilitación, ni siquiera de carácter administrativo.

Como ocurre en escenarios anteriores, a pesar de que no es posible modificar la severidad de los daños con prácticas de remediación o rehabilitación, para aquellos

casos en los que la valoración de la severidad resulte elevada (mayor de 4), puede ser recomendable aumentar el nivel de exigencia sobre las medidas adoptadas hasta reducir la emisión sedimentos contaminantes hasta un nivel virtualmente despreciable, sumando diversas prácticas.

### **9. 3. 5. Reducción del riesgo de contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades sobre los depósitos de residuos**

En ciertos casos se hace necesario considerar un escenario más, relativo a la posibilidad de que se produzca un contacto directo para las personas, con posibilidad de inhalación, ingestión accidental o contacto dérmico, que son las vías de exposición relevantes en la generalidad de los casos de acceso de personas a las instalaciones de residuos abandonadas. Los depósitos de residuos abandonados (especialmente las presas de lodos, debido a su forma plana y despejada) pueden ser utilizados por las personas para el desarrollo de diversas actividades recreativas, deportivas u otras (**Figura 78**). En particular, este tipo de situaciones se produce cuando las instalaciones mineras abandonadas se encuentran en las cercanías de una población y no existen obras o cerramientos que impidan el acceso.



**Figura 78.** Reportaje de bodas sobre residuos mineros en el Cerro de San Cristóbal (Mazarrón, Murcia).

### ***Reducción de la probabilidad de ocurrencia***

La metodología del IGME analiza la probabilidad del contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades mediante tres parámetros: la concentración de elementos tóxicos en los residuos, el grado de accesibilidad al depósito o instalación de residuos, y la distancia de estos hasta las zonas residenciales más cercanas. Estos parámetros son habitualmente utilizados en la evaluación de riesgos asociados al contacto directo (EPA-Ireland, 2009; EEA, 2005).

A partir de la caracterización y determinación de los elementos tóxicos totales presentes en los residuos mineros, se analiza la concentración de los elementos As, Cd, Cr, Hg, Ni, y Pb pudiendo añadir el Sb si la información sobre este elemento estuviera disponible. Puede verse que, de los metales enumerados en la Decisión (2009/359/CE) de la Comisión de 30 de abril de 2009, se propone valorar solo aquellos que han demostrado poseer una mayor peligrosidad para la población humana (EPA-Ireland, 2009). La metodología incluye la comparación de dichos elementos con los Niveles Genéricos de Referencia establecidos por cada Comunidad Autónoma para el uso del suelo urbano. La decisión de emplear estos Niveles Genéricos de Referencia (NGR) se justifica porque están establecidos a partir de consideraciones de riesgo, siendo definidos como la concentración de una sustancia contaminante en el suelo que no conlleva un riesgo superior al máximo aceptable para la salud humana, considerando la posibilidad de inhalación de vapores del suelo, inhalación de partículas, ingestión de suelo y contacto dérmico, e incluyendo normalmente la realización de actividades recreativas y deportivas, así como las áreas de juego infantil. Se ha optado por esta aproximación porque se entiende que, desde el momento en que existan posibilidades de acceso a las instalaciones de residuos, en términos generales, el individuo más sensible a concentraciones elevadas de elementos tóxicos presentes será un niño, principalmente por su mayor ingesta de material superficial y polvo, así como por su menor capacidad cutánea para impedir la absorción de contaminantes y su menor peso corporal. Cuando alguno de los referidos niveles es superado, se considera que la probabilidad de que se produzcan efectos nocivos para las personas es máxima. Evidentemente, un simple tapado con otros materiales bien elegidos permitiría la

eliminación de dicha probabilidad (acolchados, empedrados, coberturas secas o suelos seleccionados). En tal caso, lo lógico es que los materiales elegidos cumplan también el criterio de no superar los Niveles Genéricos de Referencia para el uso urbano, considerando esos elementos. Sin embargo, como se ha dicho, la metodología relaciona dicha probabilidad con aspectos como la presencia de población en las proximidades y la accesibilidad a la instalación de residuos. Cuando la instalación se encuentre a más de 5 km de cualquier área poblada se considera que la probabilidad de que se produzca el contacto directo es nula o despreciable (en todo caso sería muy ocasional). Evidentemente, la existencia o no de población en las proximidades, valorada a través de la existencia de áreas residenciales es un aspecto que únicamente se puede modificar reubicando la masa de residuos hasta una localización más alejada de la población. Esto puede ser una opción clara para residuos de muy elevada toxicidad y reducido volumen, si bien, en la mayoría de los casos será impracticable por su coste económico. Sin embargo, sobre la accesibilidad sí se puede actuar siempre que se considere conveniente. Una posibilidad es la prohibición de accesos, cuya aplicabilidad práctica es más que dudosa, pues requeriría una labor de policía por tiempo indefinido. Otra medida factible es fijar carteles de advertencia, construir cerramientos, y bloquear caminos de acceso. El bloqueo de caminos con carácter de permanencia es factible si se desea, mediante labores de movimiento de tierras, aunque es difícil que se impida totalmente el acceso a pie. Sin embargo, tal actuación podría eliminar o reducir la viabilidad de otras medidas que pudieran adoptarse con posterioridad. El resto de opciones presentan la limitación de su deterioro inevitable con el tiempo, o con el vandalismo, el cual dependerá de la calidad de obras y materiales empleados.

### ***Reducción de la severidad de las consecuencias***

La severidad de las consecuencias se analiza en función del tiempo de exposición y de la vulnerabilidad de los distintos grupos de población como potenciales receptores. Para ello, se ha realizado una ordenación y valoración de los diferentes usos o aprovechamientos del suelo en los depósitos o en sus inmediaciones, teniendo en mente el tiempo de exposición y de la vulnerabilidad de los receptores asociados a



cada uno de ellos. Al igual que ocurre en otros escenarios, las únicas medidas que se pueden adoptar para reducir la severidad son de tipo administrativo: prohibición de actividades, propuesta de cambios de uso del suelo, etc. Como ya se dijo, con este tipo de acciones no se resuelve verdaderamente el problema, y pueden ser recomendables en casos excepcionales durante periodos de tiempo limitados.

#### **9. 4. APLICACIÓN DE LAS MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA REDUCIR LOS RIESGOS DE FALLO DE LA ESTRUCTURA**

A continuación se describe la forma en la que es esperable que actúen las diferentes medidas prácticas de probada eficacia aplicadas de cara a la reducción de los riesgos de fallo de la estructura identificados en las instalaciones de residuos mineros abandonadas.

##### **9. 4. 1. Reducción del riesgo de fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley**

La gran mayoría de las escombreras mineras abandonadas en España se construyeron por vertido libre, especialmente todas aquellas que proceden de minas que funcionaron antes de principios de los años ochenta. Cuando no se ha realizado una remodelación topográfica, la morfología en estas escombreras varía entre plataformas relativamente llanas, desde donde se realizó el vertido de los estériles, a taludes de pendiente fuerte, dependiendo del ángulo de fricción de los materiales y de la topografía original del lugar donde se asientan. Esta forma de construir las escombreras produce, por selección granulométrica, un claro predominio de los elementos gruesos sobre los finos en las zonas bajas, hasta el punto de que puede darse una casi total ausencia de finos y la zona basal adquiere en algunos casos aspecto de escollera de bloques, de tamaño decimétrico o métrico.

Entre las situaciones que son más propensas a que se produzcan fenómenos de rotura o fallo de los taludes de escombreras abandonadas están: aquellas en las que el vertido se realizó pendiente abajo sobre laderas inclinadas, principalmente en las que

los materiales contenían gran cantidad de finos, o bien estos finos se fueron generando por meteorización a través del paso de los años; aquellas que se depositaron sobre materiales blandos, con escasa resistencia al esfuerzo cortante; y, por último, las que se ubicaron en lugares donde existían surgencias (manantiales), las cuales pueden provocar la aparición de niveles freáticos elevados dentro del cuerpo de la escombrera. Estos aspectos, junto a otros de carácter constructivo, o relacionados con la situación de la instalación, son los que permiten evaluar el riesgo. Las metodologías empleadas para evaluar los riesgos a nivel de inventario son forzosamente simples, posiblemente más de lo que sería deseable para juzgar bien el tipo de escenario que pretende evaluar, pero hay que tener en cuenta que están pensadas para establecer solamente un orden de prioridades relativas. Para este tipo de escenarios, antes de iniciar los trabajos de redacción de un proyecto de rehabilitación, puede resultar ineludible realizar una nueva evaluación de riesgos más refinada, detallada y cuantitativa, para lo que se necesita adquirir nueva y más actualizada información sobre la instalación, aplicando, si es necesario, modelos de simulación específicamente desarrollados para el tipo de procesos involucrados.

### ***Reducción de la probabilidad de ocurrencia***

La metodología de evaluación de riesgos del IGME en lo que respecta a estabilidad de escombreras está basada en un método simple para la auscultación llamado *Dump Stability Rating Scheme* (BCMWRPRC, 1991). Dicho método consiste en la asignación de valores a diferentes factores que inciden en la estabilidad de una escombrera. Los valores asignados se suman y, en función de la puntuación total obtenida frente a un baremo o escala de referencia, es posible deducir un valor que expresa una medida (cualitativa) de la estabilidad global. Los factores que se valoran se pueden agrupar en diferentes categorías:

- Características intrínsecas y constructivas de la escombrera: inclinación del talud general en grados, altura máxima, sistema de vertido, calidad del material y sistemas de drenaje interno (tuberías, drenes centrales) en funcionamiento.

- Características del sustrato o cimentación: pendiente del terreno de cimentación o sustrato y tipo de material que lo constituye.
- Comportamiento geotécnico de la escombrera: evidencias de inestabilidad y estado erosivo (presencia de cárcavas de erosión).
- Entrada y evidencia de agua en la escombrera: precipitación media anual en mm/año, precipitación máxima en 24 horas en mm/día para un periodo de retorno de 100 años, existencia de sistemas de desvío perimetral de aguas de lluvia, y evidencias de agua dentro de la estructura.
- Riesgo sísmico (aceleración sísmica básica).

Estos factores permiten identificar las diferentes prácticas que pueden ser de aplicación para reducir los riesgos. Se comprende fácilmente que, desde un punto de vista práctico, las medidas de rehabilitación orientadas a reducir el riesgo de rotura de una escombrera se reducen a: la disminución de la inclinación del talud general, la disminución de la altura máxima, la corrección de cárcavas, la reducción del contenido de agua interna, y la construcción de un sistema de desvío perimetral o de guarda para las aguas de escorrentía procedentes de áreas vertientes a la instalación, unido a sistemas de drenaje instalados sobre la propia escombrera. Entre estos, la altura e inclinación del talud son los que se han considerado de mayor peso en la valoración general. Se comprende fácilmente que algunos factores muy importantes, tales como la calidad de los materiales depositados, la pendiente o competencia de los materiales sobre los que se asienta, las condiciones climáticas o el riesgo sísmico de la zona, no se pueden modificar. Esto lleva a que no se pueda descartar la posibilidad de la retirada y reubicación total o parcial de los residuos, a pesar de su elevado coste, en el caso de que la severidad de las consecuencias de una rotura resulte muy alta.

En cuanto a la inclinación de los taludes, las escombreras formadas por vertido libre suelen tener pendientes que oscilan entre los 35° y los 40°. Estas pendientes son altamente sensibles a la erosión hídrica, aunque pueden ser estables. La disminución del grado de pendiente, en cualquier caso, reducirá el riesgo de rotura. La mayoría de las veces implica rebajar la coronación del talud (descabezado), retirando materiales hacia atrás, lo cual es positivo desde el punto de vista de la estabilidad al rebajar la

altura. Muchas veces, esta operación de descabezado será lo único factible. En cuanto al talud propiamente dicho, se puede conformar su superficie suavizando la pendiente o actuando para crear bermas. Si se decide suavizar el talud, la mejor opción es remodelarlo para formar una pendiente compleja: convexa en la parte superior, recta en la intermedia y cóncava en la inferior. En algunos casos puede ser interesante la creación de estructuras de contención o sostenimiento, tales como muros o espaldones. Lo corriente es que se proyecten en combinación con la remodelación de la morfología, especialmente en aquellos casos en los que existe cierta necesidad de respetar límites, por ejemplo con caminos o cauces. La construcción de espaldones unido al descabezado de los taludes puede reducir de manera importante la pendiente general. Las estructuras de contención permiten también, en combinación con otras medidas, limitar la emisión de sedimentos más allá de los mismos. Cualquiera de las actuaciones citadas está muy condicionada por la accesibilidad y todas ellas requieren un control geotécnico importante.

Muchas veces la conformación de la superficie con maquinaria de movimiento de tierras permite eliminar huellas de regueros y cárcavas. Las cárcavas pueden ser causa de inestabilidades importantes, por la tendencia natural a que los escarpes que se forman en la cabecera de las mismas aumenten en altura, generando deslizamientos. Donde la accesibilidad sea reducida, será recomendable aplicar técnicas de bioingeniería para corregir las cárcavas existentes, puesto que la combinación de vegetación con estructuras que favorezcan su establecimiento ha demostrado ser el método más efectivo para su control.

Cuando se vierten los estériles mineros que forman las escombreras suelen estar bastante secos, tendiendo a aumentar el contenido de agua de manera progresiva con el tiempo debido a la infiltración del agua de lluvia (Williams & Rohde, 2008). Estos procesos pueden minimizarse, como ya se ha comentado, mediante diferentes prácticas. Algunas de ellas se plantean para establecer vegetación (normalmente en fases) conjugando o combinando diferentes fórmulas: siembras, hidrosiembras, plantaciones y técnicas de bioingeniería. Obviamente, para que se pueda establecer vegetación se deben conocer y, si es necesario modificar, algunos parámetros de

carácter edáfico. La presencia de vegetación disminuye la proporción de la precipitación anual que se convertiría en percolación, debido a su consumo de agua. Sin embargo, en eventos extremos de lluvia, la infiltración puede verse facilitada por la presencia de vegetación. Desde el punto de vista de la evapotranspiración interesa una formación vegetal lo más compleja posible en cuanto al número de estratos, incluyendo árboles. En la mayoría de los casos, se admite que los beneficios de una vegetación bien establecida sobre la hidrología interna de una escombrera serán notables solo a largo plazo. Por otro lado, no está tan claro que, desde el punto de vista de la estabilidad global, puedan esperarse mejoras hasta que la vegetación leñosa establecida tenga un desarrollo importante. Parece incuestionable que la masa de raíces de cualquier formación vegetal de cierta densidad puede incrementar enormemente la resistencia al corte del material en el que se desarrolla, aunque no se puede esperar que esto ocurra más allá de 2 o 3 m de profundidad (Norris & Greenwood, 2008), si es que la naturaleza química de los residuos no lo impide. Ciertamente, el efecto estabilizador de las raíces de las plantas (especialmente árboles) se produce cuando buena parte de ellas alcanza terreno firme después de atravesar la masa de residuos y el suelo sepultado por ellos hasta alcanzar la roca madre, penetrando en fisuras o grietas. Esto funciona teóricamente como una costura que une la masa de residuos al sustrato. Pero si el sustrato no es firme o está muy profundo, una vegetación arbórea muy desarrollada puede suponer una carga añadida sobre los taludes, especialmente si los árboles están en la cabecera. La envergadura de la instalación, sobre todo en pendientes pronunciadas determinará las posibilidades de que el deseado anclaje se produzca. Muchas veces, incluso en las escombreras formadas por espesores pequeños de material, típicas de vertidos en terrenos de fuerte pendiente, lo razonable es no contar con ese anclaje o, en todo caso, no esperarlo hasta que pasen muchos años. En definitiva los efectos de la vegetación sobre la estabilidad de taludes son diversos: interceptación de lluvia por el dosel de vegetación, evapotranspiración, cambios en las tasas de infiltración bajo la vegetación y refuerzo de las raíces, y todos ellos pueden afectar a la estabilidad (Gray & Leiser, 1982). Dependiendo del entorno particular y el clima estas influencias pueden ser beneficiosas o adversas. Por todo ello, no se considera aquí que la implantación de vegetación, en términos generales, pueda suponer sistemáticamente una mejora de la

estabilidad, aunque sí se admite esta posibilidad en las llamadas obras de bioingeniería, las cuales, en teoría, se aplicarán en puntos o zonas en las que se reconoce que pueden tener utilidad, generalmente en operaciones de corrección de cárcavas o en la base de los taludes. Esto último puede ser importante en instalaciones abandonadas, puesto que la estabilización del pie de una pendiente mediante vegetación, puede ser suficiente para mantener la estabilidad de la pendiente como un todo (Coppin *et al.*, 1990).

Muy excepcionalmente, se puede plantear el uso de drenes horizontales o californianos para el drenaje de las aguas internas de la masa de residuos. Lo normal en escombreras de elevado riesgo es que las condiciones topográficas dificulten mucho una medida semejante, además de que no existe una garantía de su correcto funcionamiento a largo plazo. Sin embargo, ya se ha comentado que uno de los elementos considerados en el proceso de auscultación de una escombrera es la existencia de sistemas de desvío perimetral de aguas de lluvia, entendiéndose que la presencia de este tipo de obra, siempre que sea plenamente funcional, es un factor que reduce la probabilidad de rotura o fallo. Cuando no existe, o no es funcional, cabe proyectar el establecimiento de canales de guarda, que limiten la entrada de escorrentía originada en superficies de recepción aledañas y que, de otro modo, penetrarían en los residuos o pasarían sobre ellos. Exactamente por las mismas razones, puede interesar la reforestación de esas áreas, cuando estas superficies adolecen de falta de cobertura vegetal. Los canales de guarda y otros canales menores que pudieran proyectarse para el control de la escorrentía superficial de la instalación deben de estar perfectamente conectados y ajustados a la topografía final.

### ***Reducción de la severidad de las consecuencias***

La metodología del IGME, analiza la severidad de las consecuencias de la rotura de una escombrera en función de la distancia máxima calculada para el recorrido de los residuos mineros, en el caso de que la rotura efectivamente se produzca. La realización de predicciones sobre esa distancia requiere análisis de cierta complejidad, que no pueden plantearse en estudios preliminares de evaluación del riesgo. Por ello se utiliza

una aproximación más sencilla que intenta analizar la movilidad de la masa de residuos a la luz de la experiencia acumulada en el estudio de deslizamientos, corrimientos de tierras o flujos de derrubios. Así, el trabajo de Srour (2011) proporciona instrumentos de análisis gráfico que pueden ser de utilidad para establecer la distancia máxima previsible de recorrido o el alcance de los residuos mineros en procesos de rotura de escombreras, sobre la base de modelos empíricos desarrollados por *Golder Associates Limited* (1995), Hungr (1995) y Corominas (1996), basados en el ángulo de alcance. El ángulo de alcance, que representa el ángulo formado entre la cresta de la hipotética superficie de rotura y el pie de la masa movilizada, es altamente dependiente de la masa total de residuos desplazada, que a su vez depende en buena medida del tamaño de la estructura. La relación existente entre el recorrido y la relación entre la altura o diferencia de cota entre el pie de la masa deslizada y la coronación es empleada por Srour (2011) para confeccionar unos gráficos en los que es posible analizar la probabilidad de excedencia de los valores calculados en función del volumen movilizado y el grado de confinamiento. Considerando desde un punto de vista muy conservador que siempre se producen movimientos confinados y que todo el volumen de la estructura se moviliza, lo que está muy lejos de ser cierto, es posible realizar estimaciones del recorrido para diferentes tamaños de escombreras (alturas de talud) en el supuesto de nula probabilidad de excedencia. Evidentemente, antes de dar por bueno este análisis, en el momento de iniciar la redacción de un proyecto de rehabilitación puede interesar, como se ha mencionado, una nueva evaluación del posible desplazamiento de materiales en un escenario de rotura de un talud de escombrera, empleando más datos y herramientas de simulación. Esto podría dar lugar a una reducción del tamaño de la zona afectada con respecto a la considerada inicialmente según el modelo sencillo de evaluación aplicado a todos los elementos del inventario. Respecto a la delimitación de la posible zona de afección, una vez fijado un determinado alcance, esta se realiza proyectando el contacto de la base del depósito de residuos con el terreno natural hasta alcanzar dicha distancia, sobre una base cartográfica de detalle, siguiendo las líneas de máxima pendiente, y teniendo en consideración el confinamiento lateral que la propia topografía puede producir. Esa zona de afección determina los elementos en riesgo o receptores considerados expuestos, y permite el cálculo de los respectivos índices de severidad de los efectos

sobre las personas y población, el medio natural y socioeconómico derivados del fallo de este tipo de estructura. Hay que decir que, al contrario de lo que ocurría con los escenarios de contaminación, en los escenarios de fallo o rotura, el medio socioeconómico se evalúa siempre, asumiendo que todo el terreno afectado será arrasado por el mismo o por las inmediatas labores de limpieza que le sucederán. Puesto que no es posible actuar de ningún modo para modificar el tipo y el valor de los elementos en riesgo, la única posible actuación para modificar la severidad de las consecuencias es intentar reducir el alcance. En este sentido, la retirada de materiales en la coronación reduce los dos parámetros anteriormente citados (altura y volumen), por lo que puede tener incidencia en la severidad de los daños (dependientes del alcance). Debido a esto último, a pesar de lo costoso que puede resultar, no debe descartarse la retirada, aunque sea parcial, de materiales de cabecera en situaciones de elevado riesgo.

#### **9. 4. 2. Reducción del riesgo de fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos mineros**

Tras la concentración, generalmente por flotación en minería metálica, o mediante separación por gravedad, en el seno de una suspensión en agua, en el caso de la minería de carbón, se generan grandes cantidades de residuos de granulometría fina que son vertidos en forma de pulpa o suspensión acuosa en las denominadas balsas o presas de lodos mineros (también llamados colas o relaves en Iberoamérica). La amplia mayoría de las presas mineras abandonadas en España almacenan lodos de flotación de minería metálica. Dichos lodos, en esencia roca finamente molida mezclada con agua (en una proporción generalmente entre 30-40% de sólidos y 60-70% de líquido), eran transportados por vía hidráulica hasta las estructuras de almacenamiento, por medio de tuberías o canaletas (Rodríguez *et al.*, 2011). El tamaño de estos residuos se encuadra desde el punto de vista granulométrico dentro del rango de “finos” o material que pasa por el tamiz o malla de 2 mm. Los casos registrados de rotura de presas de lodos mineros han ocurrido mayoritariamente en instalaciones activas (85%), mientras que un número relativamente pequeño se correspondieron con presas inactivas o abandonadas (15%), según Rico *et al.* (2008). Es por ello, que se suele



asumir que aquellos diques de presas que demostraron ser estables durante la fase de operación mantendrán su estabilidad después del abandono (IGME, 1986; Vick, 1990). Sin embargo, en eventos extraordinarios de lluvia, especialmente cuando los sistemas de drenaje han dejado de funcionar, se corre el riesgo de que buena parte de estos residuos se sature de agua y, si los diques se han deteriorado por algún motivo, es posible que se produzca una rotura.

### ***Reducción de la probabilidad de ocurrencia***

El cálculo riguroso de la probabilidad de rotura de una presa no es algo sencillo y exigiría tener en consideración numerosos aspectos y evaluarlos a través de medidas instrumentales y/o datos analíticos. Sin embargo, dada la naturaleza preliminar del análisis de riesgo propuesto por el IGME, no está justificado abordar estudios detallados de estabilidad, por lo que la evaluación se ha de basar en una serie de factores o parámetros que pueden considerarse claves. Como en el caso de la evaluación del riesgo de rotura de escombreras, el método consiste en la asignación de valores a diferentes factores que inciden en la estabilidad. Los valores asignados se suman y la comparación de la puntuación total obtenida frente a un baremo o escala de referencia permite deducir un valor que expresa una medida (cualitativa) de la estabilidad global. Los factores que se valoran se pueden agrupar en diferentes categorías:

- Diseño y características constructivas del dique, tales como: tipología y método constructivo, material empleado en la construcción, y geometría (altura, pendiente del talud y longitud del dique).
- Volumen de residuos almacenados, normalmente estimado en metros cúbicos.
- Características físicas del emplazamiento, que depende de las características geológicas, geomorfológicas, hidrológicas, hidrogeológicas y geotécnicas del mismo.
- Peligrosidad asociada al emplazamiento, es decir, la influencia de factores desencadenantes de riesgos naturales asociados a la ubicación (sismicidad de la zona, inundaciones, eventos climáticos extremos, etc.).

- Estado de conservación de los diques, o grado de integridad física de la presa, que considera las evidencias de procesos erosivos (externos e internos), y de cambios estructurales o deformaciones del dique.
- Balance de humedad de los materiales que conforman el dique, evaluado mediante la existencia de una laguna de decantación, su extensión y proximidad al dique, así como la existencia de niveles freáticos en los diques. Además se tienen en cuenta aspectos climáticos como la aridez (valorada mediante el índice de aridez de De Martonne) y la precipitación máxima en 24 h para un periodo de retorno de 100 años. Igualmente, se tiene en cuenta el caudal de escorrentía procedente de la cuenca de drenaje situada aguas arriba y la existencia de un sistema de drenaje funcional (tuberías, chimeneas, aliviaderos, canales perimetrales de recolección de escorrentía, etc.).

Mediante la suma de los valores asignados a todos los parámetros se obtiene un valor global que se transforma en un índice de probabilidad del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos. A partir del análisis de los diferentes factores considerados en la evaluación de la probabilidad de rotura de un dique, resulta fácil observar que las medidas de rehabilitación orientadas a reducir el riesgo de rotura de una presa minera se reducen a: la disminución de la inclinación de la pendiente del dique, la disminución de la altura máxima y la longitud, la corrección del estado de conservación de los diques (fundamentalmente la protección frente a la erosión), la mejora del balance de humedad interna, y la construcción o reparación de los sistemas de desvío perimetral o de guarda para las aguas de escorrentía procedentes de áreas vertientes a la presa, unido a sistemas de drenaje instalados sobre la propia instalación. Entre estos, todos los factores relacionados con la posible entrada de agua en la presa son los que, en conjunto, tienen mayor peso en la valoración general. Al igual que en la evaluación del riesgo de rotura de escombreras, hay factores que no se pueden modificar, tales como las características físicas del emplazamiento, las condiciones climáticas o el riesgo sísmico de la zona.

La conformación o modificación topográfica de los diques de presas mineras ofrece muchos inconvenientes. La remodelación de la inclinación de los diques de presas mineras construidos con los propios residuos de flotación puede comprometer la

estabilidad. Por ello, muchas veces solo es admisible un descabezado, retirando materiales hacia atrás para rellenar las zonas deprimidas y crear pendientes que permitan el drenaje por escorrentía hacia el exterior. El descabezado permitiría rebajar la altura del talud, y la longitud del dique en las presas de fondo de valle (que son las más peligrosas). En relación con el descabezamiento de la parte superior de diques de presas mineras, existe un aspecto de carácter geoquímico que puede tener mucha importancia. Afecta, o puede afectar, a instalaciones de residuos de flotación piríticos en los que ya existen capas oxidadas, cuya capacidad de generación de acidez se ha extinguido, sobre otras con potencial de generación de acidez importante. Estos aspectos deben tenerse en cuenta a la hora de descabezar o retocar la topografía superficial. Por todo lo dicho, muchas veces, el remodelado solo podrá ser somero y se deberá combinar con la creación de estructuras de contención o paramentos adosados a la base de los taludes.

El establecimiento de vegetación en la superficie de las presas mineras puede llevar a una reducción de la infiltración del agua en el cuerpo de las mismas. Esto se planifica para ser ejecutado normalmente en fases sucesivas, conjugando o combinando diferentes fórmulas: siembras, hidrosiembras, plantaciones y técnicas de bioingeniería. Como ocurría en escombreras, para que se pueda establecer vegetación se deben conocer y, si es necesario modificar, algunos parámetros de carácter edáfico. Desde el punto de vista de la evapotranspiración interesa una formación vegetal lo más compleja posible en cuanto al número de estratos, incluyendo árboles. Sin embargo, la mayoría de los casos se admite que los beneficios de una vegetación bien establecida sobre la hidrología interna serán notables solo a largo plazo, como ya se mencionó. Los residuos mineros de flotación, muchas veces ofrecen unas características muy negativas para el establecimiento de vegetación (Hossner & Hons, 1992): acidez, salinidad, contenido en metales pesados, etc. Además, en presas mineras el establecimiento a largo plazo de vegetación puede depender no solamente de la creación de una capa superficial de carácter rizosférico sino también de una mejora de las propiedades de capas más profundas, que ofrecen impedimentos físicos muy importantes, buscando la agregación de partículas y la formación de macroporos, como paso previo y más importante que el establecimiento de una determinada

formación vegetal (Huang *et al.*, 2012; Li & Huang, 2015). Desde el punto de vista hidrológico, el posible efecto beneficioso que se asocia a una vegetación estable no ha sido probado en presas mineras a largo plazo (décadas). Al contrario de lo que ocurre en escombreras, en las cuales es muy probable encontrar huecos entre fragmentos rocosos y macroporos en las capas profundas, que favorecen el crecimiento de raíces de anclaje, en las presas de residuos finos, las condiciones físicas en las capas profundas no favorecen en absoluto el desarrollo radicular, ni siquiera cuando las características químicas no son desfavorables. La existencia en profundidad de cualquier capa subsuperficial que restrinja el crecimiento radicular está relacionada con la productividad potencial y la estabilidad de la superficie del terreno (Chen, 1999). Por otro lado, al igual que se señaló en el caso de escombreras, no está tan claro que, desde el punto de vista de la estabilidad global, puedan esperarse mejoras hasta que una vegetación leñosa y densa quede finalmente establecida tras un proceso previsiblemente largo. Pero si el sustrato de cimentación no es firme o está excesivamente profundo, una vegetación arbórea muy desarrollada puede no tener un gran efecto de anclaje, aunque el efecto hidrológico ya pueda ser notable. Obviamente, la envergadura de la instalación determinará las posibilidades de que las raíces de las plantas proporcionen un anclaje entre la superficie de la instalación y el sustrato de cimentación, lo que muchas veces será materialmente imposible, salvo en zonas bajas de los taludes. Por todo ello, no se considera aquí que la implantación de vegetación, en términos generales, pueda suponer sistemáticamente una mejora de la estabilidad global, aunque se admite esta posibilidad en las llamadas obras de bioingeniería, las cuales se dirigirán a zonas o puntos seleccionados, especialmente partes bajas de talud y cárcavas. En este sentido, la vegetación implantada en diques con capacidad para proporcionar eficiente protección frente a procesos erosivos sí es una medida que, secundariamente, puede favorecer la estabilidad a largo plazo. En muchos casos, un proceso de crecimiento acelerado de una cárcava puede provocar por sí mismo la apertura de una brecha en un dique y favorecer el deslizamiento de una presa. La tubificación, igualmente, constituye una de las principales causas de fallo de las presas de lodos (ICOLD-UNEP, 2001).

En relación con el balance de humedad de los residuos de una instalación abandonada, se puede afirmar que la estabilidad a largo plazo es más propicia en presas de lodos ubicadas en regiones áridas o semiáridas respecto a las situadas en climas más húmedos, por varios motivos: las condiciones climáticas favorecen el secado de los lodos y el descenso del nivel freático, y la desecación acelera la consolidación de los lodos e incrementa la cohesión por succión, mejorando los parámetros de resistencia. Contrariamente, en climas húmedos, los períodos de lluvia serán más prolongados y, por lo tanto, la precipitación acumulada puede hacerse mayor, especialmente en ausencia de una evapotranspiración que la disminuya. En climas muy húmedos, cabe plantear el uso de drenes horizontales o californianos para el drenaje de las aguas internas de la masa de residuos. Esto puede considerarse una medida temporal, para algún caso muy excepcional y como complemento de otras medidas. No puede considerarse una medida con garantías a largo plazo, pues se ha comprobado que la práctica totalidad de los sistemas de drenaje interno de las presas mineras inventariadas se han deteriorado. Sin embargo, ya se ha comentado que uno de los elementos considerados en el proceso de auscultación es la existencia de drenaje operativos, entre los que se consideran los canales de desvío perimetral de aguas de escorrentía superficial o de desvío de cauces, para el caso de presas situadas en valles. Se admite habitualmente, que la presencia de este tipo de obras, siempre que sean plenamente funcionales, representan elementos que reducen la probabilidad de rotura o fallo. Cuando no existen, o no funcionan, cabe proyectar el establecimiento de canales de guarda o de desvío, que limiten la entrada de agua en el cuerpo de la presa. Exactamente por las mismas razones, puede interesar la reforestación de zonas aledañas, cuando estas superficies adolecen de falta de cobertura vegetal. Los canales de guarda y otros canales menores que pudieran proyectarse para el control de la escorrentía superficial de la instalación deben de estar perfectamente conectados y ajustados a la topografía final, y deben ser rigurosamente proyectados y ejecutados por personal especializado.

### ***Reducción de la severidad de las consecuencias***

La metodología del IGME, analiza la severidad de las consecuencias de la rotura de una presa a partir de la distancia máxima calculada para el recorrido de los lodos, en el caso de que la rotura efectivamente se produzca. En general, es posible afirmar que las roturas que han resultado más destructivas han sido: aquellas en las que tuvo lugar el vertido de un gran volumen de lodos, los casos en los que recorrieron grandes distancias, y los que ocurrieron con velocidades de avance de la avalancha elevadas. Todas estas condiciones se han dado cuando ha ocurrido la licuefacción de los residuos. Estos fenómenos se han producido en sitios con poca pendiente del terreno de asiento, por lo que dicha pendiente no parece ser un factor determinante en el desarrollo del flujo. El análisis empírico de las distancias recorridas por diferentes coladas de lodos después de la rotura relaciona éste con las dimensiones de la presa. El análisis de la severidad de los daños que puede producir la rotura de una presa minera se basa en el trabajo de Rico *et al.* (2008), en el que se obtiene una fórmula para estimar el alcance de un flujo de residuos mineros. En el citado trabajo se pone de manifiesto que, al contrario de lo que ocurre con presas de embalse de agua, el volumen liberado de material se reduce a una porción del total almacenado. La expresión obtenida relaciona el alcance con esa parte del volumen total vertido y con la altura del talud del dique de la presa. La severidad de las consecuencias que se derivan de la rotura de una presa de lodos mineros está, según esto, condicionada por el alcance o recorrido de la masa de lodo y agua sobre el terreno situado aguas abajo de la estructura de contención, calculado según la citada expresión. Evidentemente, antes de iniciar la redacción de un proyecto de rehabilitación, puede ser recomendable la evaluación de este fenómeno de nuevo, para las condiciones que presenta una presa determinada, empleando información más detallada, y utilizando modelos de simulación. Esta nueva evaluación podría llevar a una modificación de la delimitación de la zona afectada con respecto a la considerada inicialmente según el modelo sencillo de evaluación aplicado a todos los elementos del inventario. Una vez asumido que el alcance calculado determina la severidad de los efectos, es necesario analizar los elementos expuestos a la riada de lodo, mediante la delimitación del área que intuitivamente es más probable que pueda verse afectada sobre mapas de suficiente

detalle. En cualquier caso, al igual que ocurría cuando se trataba de escombreras, el descabezado de los diques con retirada de materiales, puede reducir la severidad de los daños desde el momento en que se vean reducidos la altura y el volumen. Por ello, no debe descartarse la retirada, aunque sea parcial, de materiales de cabecera en situaciones de elevado riesgo.

## 9. 5. PRIORIDADES EN LA SELECCIÓN DE LAS MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA

En la metodología del IGME, la evaluación del riesgo se basa, como ya se ha explicado, en la valoración conjunta de los dos factores que lo definen: la probabilidad de ocurrencia de un escenario de riesgo por contaminación o por fallo en la estructura de almacenamiento de los residuos, y la severidad o gravedad de las consecuencias que pudiera generar sobre la salud y seguridad de las personas, sobre el medio natural y sobre las actividades económicas. La evaluación se realiza a través de lo que se han denominado índices de probabilidad y de severidad. Dichos índices, según el escenario al que se apliquen, tienen un mayor o menor fundamento físico, y recogen en mayor o menor medida apreciaciones de campo o juicios expertos, por lo que se consideró conveniente traducir todas las valoraciones a una misma escala numérica adimensional

**Tabla 54.**

CALIFICACIÓN	VALOR DEL ÍNDICE DE PROBABILIDAD O SEVERIDAD
MUY ALTO	$\geq 4$ (hasta 5)
ALTO	$\geq 3$ y $< 4$
MEDIO	$\geq 2$ y $< 3$
BAJO	$\geq 1$ y $< 2$
MUY BAJO	$\geq 0$ y $< 1$

**Tabla 54.** Escala general de valoración y calificación para los índices de probabilidad y severidad.

Como se comentó anteriormente, una vez evaluadas la probabilidad y severidad de todos los escenarios correspondientes a cada uno de los lugares de estudio, los

resultados se plasman situando los códigos de los escenarios evaluados sobre lo que se denomina matriz de riesgo, en la cual se combinan ambos valores a modo de coordenadas, de tal forma que para cada combinación de valores de probabilidad y severidad de las consecuencias resulta un único valor de magnitud del riesgo posicionado dentro de la matriz. De este modo, es posible explorar el resultado de evaluar una lista de emplazamientos visualizando fácilmente los de mayor problemática, a través de la situación que ocupan los correspondientes códigos de los escenarios sobre las matrices, en las que se delimitan diferentes áreas con un código de color (**Figura 79**). Dado que el objetivo final de la evaluación de riesgos es distinguir aquellos depósitos de residuos que entrañen mayor riesgo, esta información permite también establecer prioridades de actuación.

		SEVERIDAD DE LAS CONSECUENCIAS				
		MUY BAJA	BAJA	MEDIA	ALTA	MUY ALTA
PROBABILIDAD DE OCURRENCIA	MUY ALTA	BAJO	MODERADO	ALTO	MUY ALTO	MUY ALTO
	ALTA	BAJO	BAJO	MODERADO	ALTO	MUY ALTO
	MEDIA	MUY BAJO	BAJO	MODERADO	ALTO	ALTO
	BAJA	MUY BAJO	MUY BAJO	BAJO	MODERADO	MODERADO
	MUY BAJA	MUY BAJO	MUY BAJO	MUY BAJO	BAJO	MODERADO

Gráfico de la Figura 79: Matriz de riesgo con una escala de probabilidad de ocurrencia (0 a 5) y severidad de las consecuencias (0 a 5). El riesgo se clasifica como 'NO GRAVE' (verde) o 'GRAVE' (rojo/naranja). Una línea roja vertical separa las áreas de riesgo bajo/moderado de las de riesgo alto/muy alto.

**Figura 79.** Matriz general de riesgos empleada por la metodología del IGME (Alberuche del Campo *et al.*, 2014). La calificación de GRAVE o NO GRAVE pretende responder a lo establecido en el Artículo 20 de la Directiva 2006/21/CE.



Esta matriz es semejante a las empleadas en iniciativas desarrolladas en el norte de Canadá, como la conocida como *National Orphan/Abandoned Mine Initiative* (NOAMI) (p. ej.: Nahir *et al.*, 2006). Las áreas delimitadas dentro de la matriz califican el nivel de riesgo en función del escenario que resulte peor calificado. También se buscaba que la aplicación de la metodología permitiera, en último término, calificar los depósitos de residuos merecedores de ser inventariados, es decir, que “tengan un impacto ambiental grave o que puedan convertirse a medio o corto plazo en una amenaza grave para la salud de las personas o para el medio ambiente” (Artículo 20 de la Directiva 2006/21/CE). De ahí la delimitación de las correspondientes zonas dentro de la matriz (**Figura 79**).

La ubicación de escenarios de riesgo en casillas de color rojo o naranja fuerte, esto es, con un riesgo muy alto o alto, calificarán a la correspondiente instalación como de alta prioridad desde el punto de vista de la implementación de acciones de rehabilitación. En este caso, puede considerarse que una instalación presenta unas condiciones inaceptables, lo que obligaría a actuar con urgencia. Igualmente puede asumirse que, si solo se presentan riesgos calificados como muy bajos, es aceptable convivir con ellos, con un cierto control o sin él. En cualquier caso, si se decide actuar, la actuación puede estar limitada a los riesgos peor calificados o acometer un proyecto de rehabilitación que contemple en primer lugar las actuaciones más urgentes y, de paso, incorpore otras menos necesarias. No hay que olvidar que gran parte de las medidas de probada eficacia consideradas tiene efectos beneficiosos de cara a la mitigación de varios escenarios de riesgo. El ejemplo de la **Figura 80** representa una escombrera cuya prioridad es muy elevada, sobre todo por la alta probabilidad de ocurrencia de la rotura del talud y la severidad estimada de sus consecuencias sobre la población (FESCPO), el medio socioeconómico (FESCSE) y el medio natural (FESCNA). Igualmente presenta una muy alta probabilidad de generación de efluentes contaminantes con afección a las aguas superficiales, con consecuencias de gravedad alta sobre el medio natural (C1NA). También presenta una alta probabilidad de movilización de material particulado por acción del viento, con consecuencias medias sobre el medio natural (C3NA), y una probabilidad y severidad medias de emitir sedimentos contaminantes

por erosión hídrica que afectarán al medio natural (C4NA). En este ejemplo, dada la muy alta severidad alcanzada por dos de las posibles consecuencias de la rotura del talud (sobre la población y el medio socioeconómico), resulta casi obligada la retirada de materiales de la cabecera del talud, en cantidad que debe calcularse hasta reducir el riesgo a niveles aceptables y, si es posible, intentando desplazar las valoraciones después de actuar hasta la zona amarilla o verde. Otras medidas que pueden tomarse, por ejemplo, son: la construcción de estructuras de contención y la construcción o reparación de canales de guarda. Estas medidas, además podrían permitir una protección frente a procesos de erosión hídrica y de generación de efluentes contaminantes, con lo que se mejoraría la valoración de otros escenarios que, a la vista de la matriz, conviene tener en consideración (C1NA, C1PO, C3NA y C4NA). De todos modos, en este ejemplo, los problemas de contaminación se deben tanto a elementos solubles (C1) como a contenidos totales (C3 y C4), por lo que puede ser recomendable el aporte de capas de suelos y el establecimiento de vegetación.

		SEVERIDAD DE LAS CONSECUENCIAS				
		0 MUY BAJA	1 BAJA	2 MEDIA	3 ALTA	4 MUY ALTA
PROBABILIDAD DE OCURRENCIA	5 MUY ALTA		C1PO		C1NA	
	4 ALTA	C3PO		C3NA	FESCNA	FESCPO, FESCSE
	3 MEDIA		C4PO	C4NA		
	2 BAJA					
	0 MUY BAJA					

Figura 80. Matriz de riesgo de una hipotética estructura de alta prioridad por su alto riesgo

Evidentemente, las posibles combinaciones concretas de medidas a tomar dependerán también de otras circunstancias que concurren para cada instalación (accesibilidad, topografía, climatología, disponibilidad de materiales, etc.), pero parece evidente que la evaluación de riesgos realizada, o la reevaluación, permite reconocer fácilmente cuáles de esas medidas prácticas de probada eficacia pueden ser más apropiadas a cada caso, después de conocer los efectos directos esperables en la reducción de riesgos, tal y como se ha ido mostrando en anteriores capítulos y se resume en la **Tabla 55**.

<b>PRESELECCIÓN DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA</b>
<b>Generación de efluentes contaminantes con afección a las aguas superficiales (C1)</b>
Canales de guarda, plantaciones de defensa, corrección del pH, enmiendas orgánicas, coberturas secas, sustitutos de suelo, tratamientos pasivos de aguas de mina.
<b>Generación de efluentes contaminantes con afección a los recursos hídricos subterráneos (C2)</b>
Canales de guarda, plantaciones de defensa, corrección del pH, enmiendas orgánicas, coberturas secas, sustitutos de suelo, barreras reactivas permeables.
<b>Movilización de material particulado por acción del viento (C3)</b>
Conformación de la superficie, enmiendas orgánicas, coberturas secas, sustitutos de suelo, acolchado, redes y mantas orgánicas, siembras, hidrosiembra e hidromulching, plantaciones, técnicas de bioingeniería.
<b>Emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica (C4)</b>
Conformación de la superficie, estructuras de contención y sostenimiento, canales de contorno, barreras de sedimentos, sistemas de retención de sedimentos, tratamientos pasivos de aguas de mina, enmiendas orgánicas, coberturas secas, sustitutos de suelo, acolchado, redes y mantas orgánicas, siembras, hidrosiembra e hidromulching, plantaciones, obras de bioingeniería de suelos.
<b>Contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades (CD)</b>
Acolchado, redes y mantas orgánicas, coberturas secas, sustitutos de suelo.
<b>Fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley (FESC)</b>
Conformación de la superficie, estructuras de contención y sostenimiento, canales de guarda, plantaciones de defensa, obras de bioingeniería de suelos.
<b>Fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos (FPRE)</b>
Conformación de la superficie, estructuras de contención y sostenimiento, canales de guarda, plantaciones de defensa, obras de bioingeniería de suelos.

**Tabla 55.** Tabla resumen de medidas prácticas de probada eficacia que facilita la preselección de las mismas a los diferentes escenarios de riesgo contemplados en la metodología del IGME.

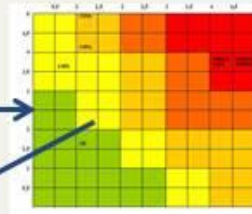
Así pues, conocidos los escenarios de riesgo que interesa mitigar con mayor prioridad, haciendo uso de las matrices resultado de la evaluación, y los modelos o pautas de aplicación, se puede realizar una preselección de las medidas que pueden resultar más adecuadas.

Para la selección definitiva del conjunto de medidas de reducción del riesgo y rehabilitación convendrá considerar aspectos de detalle, al nivel que se requiere en la elaboración de un proyecto. Si se sigue el planteamiento indicado hasta aquí, interesará examinar con detalle aspectos que pueden ser claves para el correcto diseño, acudiendo a las propias fichas del catálogo, a la bibliografía citada en ellas y a la experiencia del proyectista (preferiblemente, equipo proyectista). Con ello se consigue clarificar las opciones disponibles, y se da paso a la posibilidad de analizar la factibilidad material y económica de las mismas. El proceso de selección final de la combinación más adecuada de medidas prácticas de probada eficacia se esquematiza en la **Figura 81**.

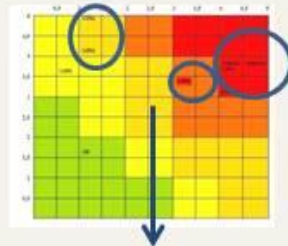
Incuestionablemente, será necesario profundizar en el conocimiento de numerosos factores o elementos del entorno de la instalación, particularmente el clima. Se puede comprobar en los capítulos anteriores que todos los escenarios de riesgo aluden a algún factor o elemento del clima, por la sencilla razón de que son los agentes de muchos de los procesos involucrados en el origen de los riesgos. Igualmente, el clima determina en qué medida pueden promoverse procesos beneficiosos relacionados con el establecimiento de vegetación. Una profundización en el conocimiento de todos los demás procesos implicados (geoquímicos, hidrológicos, geomorfológicos, etc.), obtenida mediante estudios específicos desarrollados sobre la propia instalación y en su entorno cercano, facilitará lógicamente la integración de las medidas seleccionadas, junto con alguna otra no recogida en el catálogo, que pudiera ser necesaria para un caso concreto.

## SELECCIÓN DE LAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA

ESTUDIO DE LA MATRIZ DE RIESGO DE LA ESTRUCTURA SELECCIONADA



REEVALUACIÓN DEL RIESGO (SI PROCEDE)



IDENTIFICACIÓN DE LOS PRINCIPALES ESCENARIOS DE RIESGO

PRESELECCIÓN DE LAS MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA POR SUS PRINCIPALES EFECTOS ESPERADOS

A table with multiple rows and columns. The title is 'SELECCIÓN DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA'. The table contains various entries, likely describing different measures and their expected effects. An arrow from the text 'PRESELECCIÓN DE LAS MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA POR SUS PRINCIPALES EFECTOS ESPERADOS' points to this table.

SELECCIÓN DE LAS MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA (FICHAS DEL CATÁLOGO)



COMPROBACIÓN DE OTROS POSIBLES EFECTOS DE LAS MEDIDAS SELECCIONADAS

INCORPORACIÓN DE LAS MEDIDAS A UN PROYECTO DE REHABILITACIÓN

Figura 81. Esquema general para la selección de medidas prácticas de probada eficacia y su incorporación a un proyecto de rehabilitación de una instalación de residuos mineros abandonada.

Para terminar, es importante insistir en que la toma de decisiones relacionadas con la definición de actuaciones que deben incorporarse a un proyecto de rehabilitación no tiene por qué limitarse a la revisión del procedimiento de evaluación de riesgos al que se ha visto sometida una determinada instalación, siendo necesario considerar otro tipo de condicionantes: ambientales, sociales, de estrategia territorial, políticas, etc. Estos condicionantes, que son muy importantes, pueden ser incorporados en la elaboración y aprobación de proyectos de rehabilitación mediante estudios particulares o mecanismos de participación pública que quedan fuera del alcance de este texto. Del mismo modo, conviene advertir que un determinado proyecto de rehabilitación de una instalación abandonada de residuos mineros no tiene por qué ceñirse al perímetro de la misma, pudiendo ser conveniente en algún caso, que la delimitación de la zona de actuaciones incluidas en dicho proyecto comprenda áreas adyacentes o próximas, con residuos mineros o sin ellos.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abt, S.R., Khattak, M.S., Nelson, J.D., Ruff, J.F., Shaikh, A., Wittler, R.J., Lee, D.W., and Hinkde, N.E. 1988. *Development of Riprap Design Criteria by Riprap Testing in Flumes: Phase H*. NUREG/CR-4651, ORNL/TM-10100. Division of Waste Management, U.S. Nuclear Regulatory Commission. Washington, D.C.

Acero Salazar, P., Asta Andrés, M.P., Torrentó Aguerri, C., Gimeno Serrano, M.J., Auqué Sanz, L.F. y Gómez Jiménez, J.B. 2011. Metodologías y técnicas instrumentales para el estudio de sistemas de aguas ácidas. *Boletín Geológico y Minero*, 122 (2): 187-202.

Actis, R.A. 2000. *Diques de colas mineras. Cálculo, diseño, construcción y operación*. Fundación EMPREMIN. Buenos Aires.

AENOR. 2003. *Caracterización de residuos. Lixiviación. Ensayo de conformidad para la lixiviación de residuos granulares y lodos. Parte 2: Ensayo por lotes de una etapa con una relación líquido-sólido de 10 l/kg para materiales con un tamaño de partícula inferior a 4 mm (con o sin reducción de tamaño)*.

Alberruche del Campo, E., Arranz González, J.C., Rodríguez Pacheco, R., Vadillo Fernández, L., Rodríguez Gómez, V. y Fernández Naranjo, F. J. 2014. *Guía simplificada de evaluación de riesgos de instalaciones de residuos de industrias extractivas cerradas o abandonadas*. Instituto Geológico y Minero de España-Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.  
[http://libros.igme.es/product\\_info.php?products\\_id=139](http://libros.igme.es/product_info.php?products_id=139)

Alcañiz, J.M., Comellas, L. i Pujola, M. 1996. *Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora: recuperació de terrenys marginals*. Junta de Saneament, Generalitat de Catalunya. Barcelona.

Alcolea, A., Ayora, C., Bernet, O., Bolzicco, J., Carrera, J., Cortina, J.L., Coscera, G., de Pablo, J., Domenech, C., Galache, J., Gibert, O., Knudby, C., Mantecón, R., Manzano, M., Saaltink, M. y Silgado, A. 2001. Barrera geoquímica. *Boletín Geológico y Minero*, Volumen Especial, 229-255.

Alday, J.G., Marrs, R.H. and Martínez-Ruiz, C. 2011. Soil and vegetation development during early succession on coal wastes: a six-year permanent plot study. *Plant and Soil*, 353: 305-320.

Alday, J.G., Marrs, R.H. and Martínez-Ruiz, C. 2012. Vegetation succession on reclaimed coal wastes in Spain: the influence of soil and environmental factors. *Applied vegetation Science*, 14: 84-94.

Alday, J.G., Santana, V.M., Marrs, R.H. and Martínez-Ruiz, C. 2014. Shrub-induced understory vegetation changes in reclaimed mine sites. *Ecological Engineering*, 73: 691-698.

Alkorta, I., Hernández-Allica, J., Becerril, J.M., Amezaga, I., Albizu, I., and Garbisu, C. 2004. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead and arsenic. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 3: 71-90.

Alva, A.K., Kerven, G.L., D.G. Edwards, and Asher, C.J. 1991. Reduction in toxic aluminium to plants by sulfate complexation. *Soil Science*, 152: 351-359.

Alloway, B.J. 1995. *Heavy Metals in Soils*, Second edition. Blackie Academic and Professional. London.

Alloza, J.A., Aramburu, E., Castro, J.M., Fernández, M., Haleplioğlu, N., Mendoza, M. y Rabal, A. 1991. *Utrillas-Escucha: propuesta para un territorio en transformación*. Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos. Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza. CSIC. Zaragoza. Inédito.

Ammons, J.T. 1979. *Minesoil Properties, Root Growth and Land Use Implications*. Ph. D. Dissertation. West Virginia University. Morgantown, West Virginia. Unpublished.

Amponsah-Dacosta, F. 2015. A Field-Scale Performance Evaluation of Erosion Control Measures for Slopes of Mine Tailings Dams. In: *10th ICARD & IMWA Annual Conference: Agreeing on solutions for more sustainable mine water management*. Paper 262.

Antoniadis, V., Levizou, E., Shaheen, S.M., Ok, Y.S., Sebastian, A., Baum, Ch., Prasad, M.N.V., Wenzel, W.W., and Rinklebe, J. 2017. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation-A Review. *Earth-Science Reviews*, 171: 621-645.

Arocena, J.M., van Mourik, J.M., and Faz-Cano, A. 2012. Granular soil structure indicates reclamation of degraded to productive soils: A case study in southeast Spain. *Canadian Journal of Soil Science*, 92: 243-251.

Aronson J., Floret, C., Le Floc'h, E., Ovalle C. and Pontanier, R. 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semiarid lands. I. A view from the south. *Restoration Ecology*, 1: 8-17.

Arranz González, J.C. 1996. *Proyecto de Restauración Ambiental y Paisajística del Depósito de Residuos en Gloria Este*. MOPMA-ITGE. Madrid. Inédito.

Arranz González, J.C. 2005. Posibilidades de rehabilitación de zonas mineras. En: Ballester-Olmos y Anguís, J.F. (ed.). *Proyectos de Regeneración del Paisaje*. Escuela Técnica Superior del Medio Rural y Enología. Universidad Politécnica de Valencia. pp. 263-292.



Arranz-González, J.C. 2006. Caracterización geoambiental de lugares alterados por minería de carbón en la provincia de León (España). *Boletín Geológico y Minero*, 117 (2): 317-330.

Arranz-González, J.C. 2007. Caracterización edafológica de lugares alterados por minería de carbón en la provincia de Teruel (España). *Documentos de Ingeniería*, vol. 5: 19-30.

Arranz González, J.C. 2011. Suelos mineros asociados a la minería de carbón a cielo abierto en España: una revisión. *Boletín Geológico y Minero*, 122 (2): 176-186.

Arranz González, J.C. y Alberruche del Campo, E. 2008. *Minería, medio ambiente y gestión del territorio*. Máster Internacional Aprovechamiento Sostenible de los Recursos Minerales. Modulo Medio Ambiente. Serie Postgrado. Edita: Red DESIR, Universidad Politécnica de Madrid, UE/Programa Alfa II-0459-FA. Madrid.

Arranz González, J.C. y Cala Rivero, V. 2011. Evaluación de la movilidad de metales pesados en residuos mineros de flotación de minería metálica en la provincia de Huelva. *Boletín Geológico y Minero*, 122 (2): 203-220.

Arranz González, J.C., Cala Rivero, V., and Iribarren Campaña, I. 2012. Geochemistry and mineralogy of surface pyritic tailings impoundments at two mining sites of the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Environmental Earth Sciences*, 65: 669-680.

Arranz-González J.C., Rodríguez-Gómez, V., Alberruche del Campo, E., Vadillo-Fernández, L., Fernández-Naranjo, F.J., Reyes-Andrés, J. and Rodríguez-Pacheco, R. 2016. A methodology for ranking potential pollution caused by abandoned mining wastes. Application to sulfide mine tailings in Mazarrón (Southeast Spain). *Environmental Earth Sciences*, 75: 656.

Arranz González, J.C., Vadillo-Fernández, L., Alberruche del Campo, E., Rodríguez-Gómez, V., Fernández-Naranjo, F.J. y Rodríguez Pacheco, R. 2017. Metodología para clasificar la contaminación potencial causada por residuos mineros abandonados. Aplicación a los residuos mineros del distrito Linares-La Carolina. *XII Congreso Nacional y XI Ibérico de Geoquímica*. Consejo Superior de Colegios de Ingenieros de Minas de España. Linares, Jaén. pp. 280-285.

Asensio, V., Cerqueira, B., Andrade, M.L., Vega, F.A. y Fernández Covelo, E. 2008. Efecto del Tratamiento con Tecnosoles en la Recuperación de Escombreras de Mina Ricas en Sulfuros Metálicos. *Macla*, 10: 107-110.

Asensio, V., Vega, F.A. and Covelo, E.F. 2014. Effect of soil reclamation process on C fractions. *Chemosphere*, 95: 511-518.

Ash, H.J., Gemmell, R.P., and Bradshaw, A.D. 1994. The introduction of native plant species on industrial waste heaps: a test of immigration and other factors affecting primary succession. *Journal of Applied Ecology*, 31: 74-84.

Ashby, W.C., Vogel, W.C., Kolar, C.A. and Philo, G.R. 1984. Productivity of Stony Soils on Strip Mines. In: Nichols, J.D., Brown, P.L., and Grant, W.J. (eds.) *Erosion and Productivity of Soils Containing Rock Fragments*. SSSA Special Publication number 13. Madison, Wisconsin. pp. 31-44.

Ashby, W.C., and Vogel, W.G. 1994. *Tree planting on mined lands in the Midwest: a handbook*. Coal Research Center, Southern Illinois University. Carbondale, Illinois.

Aslibekian, O. and Moles, R. 2003. Environmental Risk Assessment of Metals Contaminated Soils at Silvermine Abandoned Mine Site, CO Tipperary, Ireland. *Environmental Geochemistry and Health*, 25: 247-266.

ASTM (American Society for Testing and Materials). 2007. *D4972-01-Standard Test Method for pH of Soils*. ASTM International, West Conshohocken.

Barber, S.A. 1995. *Soil Nutrient Bioavailability—A Mechanistic Approach*. 2nd ed. John Wiley and Sons New York.

Barettino Fraile, D., Aduvire Pataca, O., Díaz Méndez, B. y Martínez Plédel, B. 1996. *Proyecto de acondicionamiento de la corta minera Gloria Este. Diseño, impermeabilización, explotación y sellado para el vertido del material de dragado de la Bahía de Portmán*. MOPMA-ITGE. Madrid. Inédito.

Barrón, G., Ibarra, P., Longares, L.A. y Sese, P. 2002. Cartografía y caracterización del paisaje vegetal de la Ibérica turolense en el interfluvio Pancrudo-Martín. En: Longares, L.A. y Peña, J.L., (eds.). *Aportaciones Geográficas en homenaje al profesor L.M. Yetano-Rúiz*. Servicio de Publicaciones. Universidad de Zaragoza. Zaragoza. pp. 529-539.

Barth, R.C. 1986. *Reclamation technology for tailings impoundments*. Colorado School of Mines. Golden, Colorado.

Basta, N.T. and McGowen, S.L. 2004. Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil. *Environmental Pollution*, 127: 73-82.

Bayless, E.R. and Olyphant, G.A. 1993. Acid-generating salts and their relationship to the chemistry of groundwater and storm runoff at an abandoned mine site in southwestern Indiana, USA. *Journal of Contaminant Hydrology*, 12: 313–328.

BCMWRPRC (British Columbia Mine Waste Rock Pile Research Committee). 1991. *Mined Rock and Overburden Piles Investigation and Design Manual Interim Guidelines*. North Vancouver, British Columbia.

- Berger, J.J. 1990. *Environmental restoration science and strategies for restoring the earth*. Island Press. Washington, D.C.
- Berti, W.R. and Cunningham, S.D. 2000. Phytostabilization of metals. In: Raskin, I. and Ensley, B.D. (eds.). *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. Wiley Inter-Science. New York. pp. 71-88.
- Bertine, K.K. and Goldberg, E.D. 1971. Fossil fuel combustion and the major sedimentary cycle. *Science*, 173: 233-235.
- Blasco Galve, J., Albeniz Campas, M.A. Cortecero, F. y Comín Sebastián, F. 2002. Recuperación del hueco final de la explotación a cielo abierto "Corta Alloza". *XI Congreso Internacional de Industria, Minería y Metalurgia*. Zaragoza. p. 382.
- Blight, G.E. 2007. Wind erosion of tailings dams and mitigation of the dust nuisance. *The Journal of The Southern African Institute of Mining and Metallurgy*, 107: 99-107.
- Blowes, D.W. and Jambor, J.L. 1990. The pore water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulphide mine tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada. *Applied Geochemistry*, 5: 327-346.
- Blowes, D.W., and Ptacek, C.J. 1994. Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings. In: Jambor J.L. and Blowes D.W. (eds.) *Environmental Geochemistry of Sulfide Mine Wastes*. Mineral Association of Canada, Short Course Series, Vol. 22: 271-292.
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J. & Jurjovec, J. 2003. Mill tailings: hydrogeology and geochemistry. In: Jambor, J.L., Blowes, D.W. & Ritchie, A.I.M. (eds.) *Environmental aspects of mine wastes*. Mineralogical Association of Canada, Short Course Series, Vol. 31: 95–116.
- Bolaños Guerrón, D. 2014. *Aplicación de Tecnosoles para la recuperación de suelos y aguas afectados por actividades de obras civiles, urbanas y minería*. Tesis Doctoral. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela, la Coruña.
- Bonanomi, G., Incerti, G., and Mazzoleni, S. 2011. Assessing occurrence, specificity, and mechanisms of plant facilitation in terrestrial ecosystems. *Plant Ecology*, 212: 1777-1790.
- Boussen, S., Sebei, A., Soubrand-Colin, M., Bril, H., Chaabani, F., and Abdeljaouad, S. 2010. Mobilization of lead-zinc rich particles from mine tailings in northern Tunisia by Aeolian and run-off processes. *Bulletin Société Géologique de France*, 181(5): 459-471.
- Bowman, B. and Baker, D. 1998. *Mine Reclamation Planning in the Canadian North*. Northern Minerals Program, Working Paper No.1. Canadian Arctic Resources Committee. Ottawa.

Box, T.W. 1978. The Significance and Responsibility of Rehabilitating Drastically Disturbed Land. In: Schaller, F.W. and Sutton, P. (eds.). *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. Chapter 1. ASA-CSSA-SSSA. Madison, Wisconsin. pp. 1-10.

Bradshaw, A.D. 1983. The reconstruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 20: 1-17.

Bradshaw, A.D. 1985. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. In: Jordan, W.R., Gilpin, M.E., and Aber, J.D. (eds.). *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*. Cambridge University Press, Cambridge. England. pp. 53-74.

Bradshaw, A.D. 1996. Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 53: 3-9.

Bradshaw, A.D. 1997. Restoration of mined lands using natural processes. *Ecological Engineering*, 8: 255-269.

Bradshaw, A.D., Fitter, A.H. and Handley, J.F. 1973. Why use topsoil in land reclamation?. *Surveyor*, May. 25: 39-41.

Brady, K.B.C., and Cravotta, C.A., III. 1992. Acid base accounting-An improved method of interpreting overburden chemistry to predict the quality of coal-mine drainage. *13th Annual Meeting West Virginia Surface Mine Drainage Task Force*. West Virginia University. Morgantown, West Virginia. 10 p.

Brady, K.B.C., Perry, E.F, and Beam, R.L. 1994. Evaluation of acid-base accounting to predict the quality of drainage at surface coal mines in Pennsylvania, USA. In: U.S. Bureau of Mines Special Publication SP-06A-94. pp. 138-147.

Brown, A.E., Zhang, L., McMahon, T. A., Western, A.W., and Vertessy, R.A. 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology*, 310: 28-61.

Bustillo, M. y Ordóñez, S. 1985. Los yacimientos de Pb-Zn del tipo Reocín en el sector oeste de Cantabria: estudio comparativo y aspectos genéticos. *Boletín Geológico y Minero*, XCVI-VI: 626-631.

Cairns, J. Jr. 1989. Restoring damaged ecosystems: is predisturbance condition a viable option? *Environmental Professional*, 11: 152-159.

Cairns, J. Jr., and Heckman, J. 1996. Restoration ecology: the state of an emerging field. *Annual Review of Energy and the Environment*, 21:167-189.

Callaway, R.M. and Walker, L.R. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology*, 78: 1958-1965.

Calvo de Anta, R., Pérez, A., Álvarez Rodríguez, E. 1991. Efectos de las minas de Arinteiro sobre la calidad de aguas super y subsuperficiales. *Ecología*, 5: 87-100.

Cao, X.R., Ma, L.Q., Chen, M., Singh, S.P. and Harris, W.G. 2003. Phosphate-induced metal immobilization in a contaminated site. *Environmental Pollution*, 122: 19-28.

Caro Moreno, D. y Jiménez Cantizano, F.A. 2013. Estudio de la concentración de elementos traza tóxicos de los depósitos de lodos, los suelos y las plantas en Mina La Solana, Almería (España). *Ecosistemas*, 22(3): 101-110.

Castro, J., Zamora R., Gómez, L., Gómez, J.M., Hódar, J.A. y Baraza, E. 2004. Uso de matorrales como plantas nodriza en ambientes mediterráneos: evaluación de una nueva técnica de repoblación forestal. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 17: 145-150.

Cendrero Uceda, A., Antón Ferrer, R. y Lorient Escallada, E. 1974. Restauración de acumulaciones de desechos sólidos en la zona minera de Reocín (Santander). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 72: 41-66.

Cerqueira, B., Asensio, V., Vega, F.A., Fernández Covelo y Andrade, M.L. 2008. Evolución de las Características de los Suelos Desarrollados sobre la Balsa de Flotación de una Antigua Explotación de Cobre en Galicia, *Macla*, 10: 118-121.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2007. *Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health*, Update 7.0. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Manitoba.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2008. *National Classification System for Contaminated Sites*. Guidance Document. PN-1403. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba.

Chen, Z.S. 1999. *Selecting indicators to evaluate soil quality*. Extension Bulletin 473. Department of Agricultural Chemistry. National Taiwan University. Taipei, Taiwan.

Chepil, W.S. and Woodruff, N.P. 1963. The physics of wind erosion and its control. *Advances in Agronomy*, 15: 211-302.

Choi, Y.D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward "futuristic restoration". *Ecological research*, 19: 75-81.

Choi Y.D. 2007. Restoration ecology to the future: a call for new paradigm. *Restoration Ecology*, 15:351–353.

Clewell, A.F. and Covington, W.W. 1995. *Society for Ecological Restoration Mission Statement*. Abstract for the Ecological Stewardship Workshop. Tucson, Arizona. pp. 5-12.

COITAPAC (Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos Agrícolas y Peritos Agrícolas de Cataluña). 1996. *Normas tecnológicas de Jardinería y Paisajismo NTJ 08H: Hidrosiembras*. Barcelona.

Conesa, H., Faz, Á. and Arnaldos, R. 2006. Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena-La Unión Mining District (SE Spain). *Science of the Total Environment*, 366: 1-11.

Conesa, H.M., García, G., Faz, A., Arnaldos, R. 2007. Dynamics of metal tolerant plant communities' development in mine tailings from the Cartagena-La Unión Mining District (SE Spain) and their interest for further revegetation purposes. *Chemosphere*, 68: 1180-1185.

Conesa, H., Robinson, B., Schulin, R., and Nowack, B. 2007. Growth of *Lygeum spartum* in acid mine tailings: response of plants developed from seedlings, rhizomes and at field conditions. *Environmental Pollution*, 145: 700-707.

Conesa, H.M., Robinson, B.H., Schulin, R., Nowack, B. 2008. Metal extractability in acidic and neutral mine tailings from the Cartagena-La Unión Mining District (SE Spain). *Applied Geochemistry*, 23: 1232-1240.

Conesa, H.M., and Faz, A. 2011. Metal Uptake by spontaneous vegetation in acidic mine tailings from a semiarid area in South Spain: implications for revegetation and land management. *Water, Air and Soil Pollution*, 215: 221-227.

Conesa, H.M., Evangelou, M.W.H., Robinson, B.H., and Schulin, R. 2012. A critical view of current state of phytotechnologies to remediate soils: still a promising tool? *Scientific World Journal*. Vol.10, 10 p. doi:10.1100/2012/173829.

Cooke, J.A. and Johnson, M.S. 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: a review of theory and practice. *Environmental Reviews*, 10: 41-71.

Coppin, N., Barker, D., and Richards, I. 1990. *Use of Vegetation in Civil Engineering*. Butterworths, Sevenoaks, Kent.

Cornwell, R.L., and Stone, E.L. 1968. Availability of nitrogen to plants in acid coal mine spoils. *Nature*, 217: 768-769.

Córdova, S., Neaman, A., González, E., Ginocchio, R., and Fine, P. 2011. The effect of lime and compost amendments on the potential for the revegetation of metal polluted, acidic soils. *Geoderma*, 166: 135-144.

Corominas, J. 1996. The angle of reach as a mobility index for small and large landslides. *Canadian Geotechnical Journal*, 33: 260-271.

Czapowsky, M.M. and Writer, R. 1970. *Hydroseeding on anthracite coal-mine spoils*. USDA Forest Service Research Note NE-124. USDA. Upper Darby, Pennsylvania.

Daly, D., Dassargues, A., Drew, D., Dunne, S., Goldscheider, N., Neale, S., Popescu, I.C., and Zwahlen, F. 2002. Main concepts of the European Approach for (karst) groundwater vulnerability assessment and mapping. *Hydrogeology Journal*, 10(2): 340-345.

Daniels, W.L. and D. F. Amos, D.F. 1981. Mapping, characterization and genesis of mine soils on a reclamation research area in Wise County, Virginia. *1981' Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*. University of Kentucky. Lexington, Kentucky. pp. 261-265.

Daniels, W.L. and Zipper, C.E. 1997. *Creation and Management of Productive Mine Soils*. Reclamation Guidelines. Powell River Project. Virginia Cooperative Extension Publication 460-121. Blacksburg, Virginia.

DeJong, J., Tibbett, M., and Fourie, A. Geotechnical systems that evolve with ecological processes. *Environmental Earth Sciences*, DOI 10.1007/s12665-014-3460-x.

Dennis, I., Pretorius, J., van Deventer, P. and Steyl, G. 2008. Methods to assess the impacts of tailings dams on the groundwater system in South Africa. *Journal of Mining and Metallurgy*, 44 A(1): 59-66.

Desborough G.A. and Fey D.L. 1997. *Preliminary Characterisation of Acid generating Potential and Toxic Metal of some Abandoned Metal-mining Related Wastes in the Boulder River Headwaters, Northern Jefferson County, Montana*. U.S. Geological Survey Open File Report 97-478.

Diamond, M.L. 1995. Application of a mass balance model to assess in-place arsenic pollution. *Environmental Science and Technology*, 29(1): 29-42.

Dickinson N.M., Baker A.J.M., Doronila A., Laidlaw S., and Reeves R.D. 2009. Phytoremediation of inorganics: realism and synergies. *International Journal of Phytoremediation*, 11: 97-114.

DITR. 2006. *Rehabilitaci3n de minas* (version en espa1ol de Mine Rehabilitation) Programa de Desarrollo Sostenible Leading Practice para la Industria Minera. Australian Government, Department of Industry, Tourism and Resources. Canberra.

Dobson, A.P., Bradshaw, A.D., and Baker, A.J.M. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, 277: 515-522.

Doley, D. and Audet, P. 2013. Adopting novel ecosystems as suitable rehabilitation alternatives for former mine sites. *Ecological Processes*, 2: 22p.

Dold, B. 2003. Speciation of the most soluble phases in a sequential extraction procedure adapted for geochemical studies of copper sulfide mine waste. *Journal of Geochemical Exploration*, 80: 55-68.

Dold, B. 2008. Sustainability in metal mining: From exploration, over processing to mine waste management. *Reviews on Environmental Science and Biotechnology*, 7: 275-285.

Dold, B. 2010. Basic Concepts in Environmental Geochemistry of Sulfidic Mine-Waste Management. In: Kumar, E.S. (Ed.). *Waste Management*. InTech. Croatia. pp. 173-198.

Dold, B. 2017. Acid rock drainage prediction: A critical Review. *Journal of Geochemical Exploration*, 172: 120-132.

Dold, B., Fontboté, L. 2001. Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy and mineral processing. Special Issue: geochemical studies of mining and the environment. *Journal of Geochemical Exploration*, 74 (1-3): 3- 55.

Driscoll, C.T., Baker, J.P., Bisogni, J.J., and Schofield, C.L. 1980. Effects of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature*, 284: 161-164.

Dubrowsky, N.M., Morin, K.A., Cherry, J.A. 1984, Uranium tailings acidification and subsurface contaminant migration in a sand aquifer. *Water Pollution Research Journal of Canada*, 19: 55-89.

ECS (European Committee for Standardization). 2002. *EN 12457-2 Standard: Caracterización of waste-Leaching-Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges-Part 2: One stage batch test at a liquid to solid ratio of 10l/kg for materials with high solid content and with particle size below 4 mm (without or with size reduction)*.

EMED-TARTESSUS y EIGEMA. 2011. *Plan básico de restauración del Proyecto Rio Tinto*. Inédito.

EMED-TARTESSUS. 2014. *Plan básico de restauración del Proyecto de Explotación Rio Tinto*. Inédito.

EEA (European Environment Agency). 2005. *Towards an EEA Europe-wide assessment of areas under risk for soil contamination*. Volume III. PRA.MS: scoring model and algorithm. Final version, April 2005. 84 p.

EPA (Ireland). 2009. *Historic Mine Sites-Inventory and Risk Classification*. Volume 1. <http://www.epa.ie/pubs/reports/land/mines/>

EPA-Victoria (Environmental Protection Authority of Victoria). 2007. *Classification of Wastes*. EPA Publication 448.



Ernst, W.H.O. 1995. Decontamination or consolidation of metal-contaminated soils by biological means. In: Förstner U, Salomons W, and Meder P, (eds.). *Heavy metals: problems and solutions*. Springer. Berlin. pp. 141–149.

Espigares, T., Moreno de las Heras, M., and Nicolau, J.M. 2011. Performance of vegetation in reclaimed slopes affected by soil erosion. *Restoration Ecology*, 19: 35-44.

Espigares, T., L. Merino-Martín, M. Moreno de las Heras, M., and Nicolau, J.M. 2012. Intensity of ecohydrological interactions in reclaimed Mediterranean slopes: effects of run-off redistribution on plant performance. *Ecohydrology*, DOI: 10.1002/eco.1307.

Evangelou, V.P. 1994. Potential Microencapsulation of Pyrite by Artificial Inducement of FePO<sub>4</sub> Coatings. *Proceedings of International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*. Pittsburgh, Pennsylvania. pp. 96-103.

FAO. 1979. *A Provisional Methodology for Soil Degradation Assessment*. Rome.

Faz, A., Martínez-Martínez, S., Acosta, J.A. Peñas, J., Aracil, E., Alcaraz, M., Conesa, H., García, G. García, C. Manteca, I. Martínez, P., Martínez, M., Rodríguez, T., Rodríguez R. and Trigueros. E. 2004. Risk assessment and restoration possibilities of some abandoned mining silt ponds in the region de Murcia: study case “El Lirio”. *Fourth International Conference on Land Degradation*. Cartagena, Murcia.

Fernández, G., Reinoso, J. y Fernández, G. 1992. El karst de la Mina de Reocín: Un problema hidrológico. En: *Jornadas sobre tecnología del agua en la minería*. ITGE-Asociación Nacional de Ingenieros de Minas. Madrid.

Fey D.L., Desborough G.A. and Church S.E. 2000. Comparison of two leach procedures applied to metal-mining related wastes in Colorado and Montana and a relative ranking method for mine wastes. *Fifth International Conference on Acid Rock Drainage*. Denver, Colorado (ICARD 2000), Vol. 2. Society for Mining, Metallurgy and Exploration, Inc. pp. 1477-1487.

Ficklin W.H., Plumlee G.S., Smith K.S., Mchugh J.B. 1992 Geochemical classification of mine drainages and natural drainages in mineralized areas. In: Maest Kharaka (ed.) *Water-rock interaction*. Volume 1: low temperature environments. Balkema, Rotterdam.

Forján, R., Asensio, V., Rodríguez-Vila, A. and Covelo, E.F. 2014. Effect of amendments made of waste materials in the physical and chemical recovery of mine soil. *Journal of Geochemical Exploration*, 147: 91-97.

Forján, R., Asensio, V., Rodríguez-Vila, A. and Covelo, E.F. 2015. Contributions of a compost-biochar mixture to the metal sorption capacity of a mine tailing. *Environmental Science and Pollution Research*, DOI: 10.1007/s11356-015-5489-0.

Foster, S. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: Van Duijvenbooden, W. and Van Waegeningh, H.G. (eds.) *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*. TNO Committee on hydrological research. The Hague, Netherland. pp. 69-86.

Galán-Regalado, P. 1995a. Las labores de recuperación de los estériles. En: F. Guitián Ojea (ed.). *Recuperación de las escombreras de la Mina de Lignitos de Meirama (A Coruña)*. Univ. Santiago de Compostela-Lignitos de Meirama. Santiago de Compostela, La Coruña. pp. 97-124.

Galán-Regalado, P. 1995b. La vegetación en los suelos de la mina. En: F. Guitián Ojea (ed.). *Recuperación de las escombreras de la Mina de Lignitos de Meirama (A Coruña)*. Univ. Santiago de Compostela-Lignitos de Meirama. Santiago de Compostela, La Coruña. pp. 213-244.

Gallagher, V. and O'Connor, P. 1997. *Characterisation of the Avoca Mine Site: Geology, Mining Features, History and Soil Contamination Study*. Technical Report, Geological Survey of Ireland. Dublin.

Gamarra Gamarra, R., Pulido Pulido, S, y Zaballos Soriano, J.P. 2010. Criterios botánicos para la aplicación de flora autóctona en procesos de recuperación de áreas mineras. Selección de especies y caracterización biológica. En: *Plan Director para la Restauración Edafopaisajística y Recuperación Ambiental de los espacios degradados por la minería de carbón en la comarca de El Bierzo*. García Álvarez, A., (coord.). CIUDEN y CIEMAT. Ponferrada, León. pp: 171-188.

García, C., 2004. *Impacto y riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos de la Sierra de Cartagena-La Unión (Murcia-España)*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena, Departamento de Ingeniería Minera, Geológica y Cartográfica. Cartagena, Murcia. Inédito.

García, G., Faz, Á., Cunha, M. 2004. Performance of *Piptatherum miliaceum* (Smilo grass) in edaphic Pb and Zn phytoremediation over a short growth period. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 54: 245-250.

García Álvarez, A., Cardona, A.I. y Millán, R. 2010. Restauración edafopaisajística de escombreras. Bases científicas y metodológicas para un protocolo de actuación. En: *Plan Director para la Restauración Edafopaisajística y Recuperación Ambiental de los espacios degradados por la minería de carbón en la comarca de El Bierzo*. García Álvarez, A., (coord.). CIUDEN y CIEMAT. Ponferrada, León. pp.: 159-170.

García Álvarez, A. y del Riego Celada, L.A. 2010. Perspectivas de la restauración en la situación económica actual. En: *Plan Director para la Restauración Edafopaisajística y Recuperación Ambiental de los espacios degradados por la minería de carbón en la comarca de El Bierzo*. García Álvarez, A., (coord.). CIUDEN y CIEMAT. Ponferrada, León. pp.: 229-236.

García Álvarez, A. y Cardona García, A.I. 2012. El suelo y su relevancia en la rehabilitación de espacios degradados. En: García Álvarez, A. y Travieso, J. (eds.). *Jornadas Científico-Técnicas de Restauración Ecológica de espacios Degradados por la Minería. Restauración Ecológica en Minería. De la teoría a la práctica*. Ponferrada, León. pp.: 65-85.

Garner, W. and Steinberger, Y. 1989. A proposed mechanism for the formation of "fertile islands" in the desert ecosystem. *Journal of Arid Environment*, 16: 257-262.

Gentcheva-Kostadinova, S., Zheleva, E., Petrova, R. and Haigh, M. 1994. Soil constraints affecting the forest-biological recultivation of coal-mine spoil banks in Bulgaria. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 8: 47-53.

Ghosh, M. and Singh, S.P. 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. *Applied Ecology and Environmental Research*, 3(1): 1-18.

Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, M.C., Ciardi, C., Ceccanti, B., Leirós, M.C. 1992. Biochemical characterization of biological activity in very young mine soils. *Biology and Fertility of Soils*, 13: 25-30.

Giráldez, J.V., Madrid, R., Abraham Rodríguez, A., Contreras, V., Landa, B., Taguas, E.V., Viedma, A., Vanwallegem, T. y Gómez, J.A. 2014. *Manual de técnicas de estabilización biotécnica en taludes de infraestructuras de obra civil*. Agencia de Obra Pública de la Junta de Andalucía. Consejería Fomento y Vivienda. Junta de Andalucía. Córdoba.

Golder Associates Limited. 1995. *Mined Rock and overburden piles: runout characteristics of debris from dump failures in mountainous terrain. Stage 2: analysis, modeling and prediction*. Interim Report, Report No. 932-1493. Prepared in association with O. Hungr Geotechnical Research Ltd. British Columbia Mine Waste Rock Pile Research Committee and CANMET. British Columbia.

Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M, Hódar, J.A., Castro, J. and Baraza, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications*, 14(4): 1128-1138.

Gómez-Aparicio, L., 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *Journal of Ecology*, 97: 1202-1214.

González-Alday, J., Marrs, R.H. and Martínez-Ruiz, C. 2008. The influence of aspect on the early growth dynamics of hydroseeded species in coal reclamation area. *Applied Vegetation Science*, 11: 405-412.

Gough, L.P., Shacklette, H.T., and Case, A.A. 1979. *Element concentrations toxic to plants, animals, and man*. U.S. Geological Survey Bulletin, 1466.

Grant C.D., Campbell, C.J. and Charnock, N.R. 2002. Selection of species suitable for derelict mine site rehabilitation in New South Wales, Australia. *Water Air and Soil Pollution*, 139: 215-235.

Gray, D.H., and Leiser, A.J. 1982. *Biotechnical Slope Protection and Erosion Control*. Van Nostrand Reinhold. New York.

Hageman, P.L. and Briggs, P.H. 2000. A simple field leach for rapid screening and qualitative characterization of mine waste material on abandoned mine lands. *Fifth International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*. Denver, Colorado. Society for Mining, Metallurgy, and Exploration Inc. pp. 1463–1475.

Hakanson, L. 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. *Water Resources*, 14: 971-1001.

Hancock, G.R, and Willgoose, G.R. 2004. An experimental and computer simulation study of erosion on a mine tailings dam wall. *Earth Surface Processes and Landforms*, 29: 457-475.

Harris, J.A., Birch, P., and Palmer, J. 1996. *Land Restoration and Reclamation: Principles and Practice*. Addison Wesley Longman Ltd. Harlow, Essex.

Harris, J.A., Hobbs, R.J., Higgs, E. and Aronson, J. 2006. Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology*, 14: 170–176.

Hedin, R.S. 1988. Volunteer revegetation processes on acid coal spoils in northwestern Pennsylvania. In: *Mine Drainage and Surface Mine Reclamation*. Vol. 2. U.S. Bureau of Mines Info. Circ. 9184. U.S. Government Printing Office. Washington, D.C. pp. 111-117.

Heneghan, L., Miller, S.P., Baer, S., Mac Callahan, A., Montgomery, J., Pavao-Zucherman, M., Roades, C.C. and Richardson, S. 2008. Integrating soil ecological knowledge into restoration management. *Restoration Ecology*, 16: 608–17.

Hilderbrand, R.H., Watts, A.C. and Randle, A.M. 2005. The myths of restoration ecology. *Ecology and Society*, 10: 19.

Hobbs, R.J. 1999. Restoration of disturbed ecosystems. In: Walker, L. (ed.). *Ecosystems of the World 16: Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, Amsterdam. pp. 691–705.

Hobbs, R. J. and Norton, D. A. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 4: 93-110.

Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vila, M., Zamora, R. and Zobel, M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 1-7

Hobbs R.J., Higgs, E., and Harris, J.A. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 599-605.

Horbaczewski, J.K. 2007. Weathering of pyrite in minesoils at Gibbons Creek Lignite Mine, Texas. *XXVIII Annual Surface Mine Reclamation Workshop*. College Station, Texas.

Hossner, L.R., and Hons, F.M. 1992. Reclamation of Mine Tailings. In: Rattan Lal and Stewart, B.A. (eds.). *Soil Restoration*. Advances in Soil Science, Vol. 17. Springer Verlag. New York. pp. 311-350.

Huang, L., Baumgartl, T., and Mulligan, D. 2012. Is rhizosphere remediation sufficient for sustainable revegetation of mine tailings? *Annals of Botany*, 110 (2): 223-238.

Hudson-Edwards, K.A., Macklin, M., Curtis, C., Vaughan, D. 1996. Processes of formation and distribution Pb-, Zn-, Cd- and Cu- bearing minerals in the Tyne Basin, northeast England: implications for metal contaminated river systems. *Environmental Science and Technology*, 30: 72-80.

Hungr, O. 1995. A model for the runout analysis of rapid flow slides, debris flows and avalanches. *Canadian Geotechnical Journal*, 32(4): 610-623.

Houba, V.J.G., Temminghoff, E.J.M., Gaikhorst, G.A. and van Vark, W. 2000. Soil analysis procedures using 0.01 M calcium chloride as extraction reagent. *Communications in Soil Science and plant Analysis*, 32: 1299-1396.

ICOLD-UNEP. 2001. *Tailings Dams. Risk of Dangerous Occurrences. Lessons learnt from practical experiences*. Bulletin 121. Paris. <http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/2891-TailingsDams.PDF>

ICONA. 1988. *Agresividad de la Lluvia en España. Valores del factor R de la ecuación universal de pérdidas de suelo*. Servicio de publicaciones MAPA. Madrid.

IGME. 1985. *Ampliación del Inventario de Recursos Nacionales de Carbón*. Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de Industria. Madrid.

IGME. 1986. *Manual para el diseño y construcción de escombreras y presas de residuos mineros*. Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de Industria. Madrid.

IGME (ITGE). 1989. *Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería*. Serie Guías y Manuales, nº 2. Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.

IGME. 2002. *Ordenación Minero-Ambiental de la Explotación de Áridos en Camargo (Cantabria)*. IGME-Consejería de Industria, Trabajo y Desarrollo Tecnológico del Gobierno de Cantabria. Servicio de Información Documental del IGME. Inédito.

IGME. 2003. *Investigación Geoambiental en áreas alteradas por actividades mineras. Reconocimiento y evaluación de la potencialidad de terrenos alterados por minería a cielo abierto*. Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de Ciencia y Tecnología. Madrid. Servicio de Información Documental del IGME. Inédito.

IGME. 2007. *Libro blanco de la minería de Aragón*. Gobierno de Aragón-Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de educación y Ciencia. Madrid.

IGME. 2008. *Caracterización geoquímica y comportamiento ambiental de balsas de lodos mineros en diferentes ambientes*. Instituto Geológico y Minero de España. Servicio de Información Documental del IGME. Inédito.

IGME. 2008. *Determinación de niveles de fondo y de referencia para metales en suelos de la Comunidad Autónoma de Aragón*. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. Servicio de Información Documental del IGME. Inédito.

IGME. 2009. *Evaluación del impacto y restauración ambiental de la cuenca minera de El Bierzo*. Serie Informes Técnicos. Nº 1. Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de Ciencia e Innovación. Madrid.

IGME. 2011. *Determinación de niveles de fondo y niveles genéricos de referencia para protección de la salud humana de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la Comunidad Autónoma de Cantabria*. Instituto Geológico y Minero de España. Servicio de Información Documental del IGME. Inédito.

Iribar, V., Izco, F., Tames, P., Da Silva, A. y Antigüedad, I. 1999. Use a tailings pond as an aerobic wetland at the closed Troya mine (Gipuzkoa, Northern Spain). *IMWA Congress, Mine, Water & Environment*. Sevilla, 2, 563-568.

Iribar, V., Izco, F., Tames, P., Antigüedad, I. and Da Silva, A. 2000. Water contamination and remedial measures at the Troya abandoned Pb-Zn mine (The Basque Country, Northern Spain). *Environmental Geology*, 39: 800-807.

Israelsen, C.E. and Israelsen, E.K. 1982. Controlling Erosion on Surface Mining Sites. *1982 Symposium of Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*. pp. 329-337.

ITGE. 1986. *Manual para el diseño y construcción de escombreras y presas de residuos Mineros*. Instituto Tecnológico y Geominero de España Colección Tecnología y Seguridad Minera. Ministerio de Industria. Madrid.

ITGE. 1995. *Atlas del medio natural de la provincia de León*. Instituto Tecnológico y Geominero de España. Ministerio de Industria y Energía-ITGE. Madrid.

ITGE. 1997. *Estudio de Recuperación Ambiental de la Zona Minera Tremor-Valdesamario, Bierzo Oriental (León)*. Instituto Tecnológico y Geominero de España. Servicio de Información Documental del IGME. Madrid. Inédito.

IUSS. 2006. *World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication*. 2<sup>nd</sup> edn. Working Group WRB. World Soil Resources Reports, 132. FAO. Rome.

IUSS (Working Group WRB). 2014. *World reference base for soil resources. International soil classification system for naming soil and creating legends for soil maps*. World Soil Resources Reports No. 106. FAO. Roma.

Jackson, M.L. 1964. *Análisis químico de suelos*. Omega. Barcelona.

Jackson, L., Lopoukhine, N., and Hillyard, D. 1995. Ecological restoration: a definition and comments. *Restoration Ecology*, 3: 71-75.

Jefferies, R.A., Willson, K., and Bradshaw, A.D. 1981. The potential of legumes as a nitrogen-source for the reclamation of derelict land. *Plant and Soil*, 59(1): 173-177.

Jones, J.N., Armiger, W.H., and Bennett, O.L. 1975. A two-step system for revegetation of surface mine spoils. *Journal of Environmental Quality*, 4(2): 233-235.

Jones, C.G., Lawton, J.H. and Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69: 373-386.

Jung, M.C. 2001. Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. *Applied Geochemistry*, 16: 1369-1375.

Junta de Andalucía. 1999. *Informe sobre los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestra y análisis para su investigación*. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente, Sevilla.

Junta de Andalucía. 2004. *Estudio de Elementos Traza en Suelos de Andalucía*. Serie Informes, Estudios, Trabajos y Dictámenes. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.

Junta de Andalucía. 2002. *Guía para el diseño y construcción de escombreras*. Consejería de Empleo y Desarrollo Tecnológico de la Junta de Andalucía. Sevilla.

Kabas, S., Faz, Á., Acosta, J., Zornoza, R., Martínez-Martínez, S., Carmona, D., and Bech, J. 2012. Effects of marble waste and pig slurry on the growth of native vegetation and heavy metal mobility in a mine tailing pond. *Journal of Geochemical Exploration*, 123: 69-76.

Kabas, S., Faz, Á., Acosta, J., Arocena, J., Zornoza, R., Martínez-Martínez, S., and Carmona, D.M. 2013. Marble wastes and pig slurry improve the environmental and plant-relevant properties of mine tailings. *Environmental Geochemistry and Health*, 36: 41-54.

Kabata-Pendías, A. 1995. Agricultural Problems Related to Excessive Trace Metal Contents of Soils. In: Salomons, W., Förstner, U., and Mader, P. (eds.), *Heavy Metals, Problems and Solutions*. Springer-Verlag. Berlin. pp. 3-18.

Kangas, P. 2004. *Ecological Engineering*. CRC Press. Boca Raton, Florida.

Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F. and Schuman, G.E. 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61: 4-10.

Kenna, J.G., Robinson, G.R., Pell, B., Thompson, M.A. and Mc Neel, J. 1999. Ecosystem restoration: a manager's perspective. In: Szaro, R.C., Johnson, N.C., Sexton, W.T. and Malk, A.J. (eds.). *Ecological Stewardship: A Common Reference for Ecosystem Management*. Elsevier Science, Ltd. Oxford. pp. 617-676.

Kirmer, A., Tischew, S., Ozinga, W.A., von Lampe, M., Baasch, A., van Groenendael, J.M. 2008. Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1523-1530.

Larson, W.E., and Pierce, F.J.. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management, In: Doran, J.W., Coleman, D.C. Bezdicsek D.F and Stewart, B,A, (eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Special Publication, No.35. SSSA. Madison, Wisconsin. pp. 37-51.

Lago-Vila, M., Arenas-Lago, D., Andrade, L., and Vega, F.A. 2014. Phytoavailable content of metals in soils from copper mine tailings (Touro mine, Galicia, Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, 147: 159-166.

Leirós de la Peña, M<sup>a</sup>.C., Gil Sotrés, F., Carballas Fernández, M., Codesido López, C., González Sangregorio, M.V., Seoane Lavandeira, S. y Guitián Ojea, F. 1989. Recuperación edáfica de las escombreras de minas de lignito en Galicia. 1) Caracterización de los materiales estériles. *Anales de Edafología y Agrobiología*, 48: 85-100.

Leirós de la Peña, M.C., Varela Martínez, C., Gil Sotrés, F., Trasar Cepeda, M.S. y Seoane Labandeira, S. 1995. Los suelos de la mina. En: F. Guitián Ojea (ed.). *Recuperación de las escombreras de la Mina de Lignitos de Meirama (A Coruña)*. Universidad de Santiago de Compostela-Lignitos de Meirama. pp. 125-158.

Leirós, M.C., Gil-Sotrés, F., Trasar-Cepeda, M.C., Saá, A. and Seoane, S. 1996. Soil recovery at the Meirama opencast lignite mine in northwest Spain: a comparison of the effectiveness of cattle slurry and inorganic fertilizer. *Water, Air and Soil Pollution*, 91: 109-124.



Li, X., and Huang, L. 2015. Toward a New Paradigm for Tailings Phytostabilization-Nature of the Substrates, Amendment Options, and Anthropogenic Pedogenesis. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45: 813-839.

Lim, H., Lee, J., Chon, H., Sager, M. 2008. Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au-Ag mine in Korea. *Journal of Geochemical Exploration*, 96: 223-230.

López, M., Huerta, O., Soliva, M., Iribarren, I. y Fernández-Canteli, P. Proyecto de caracterización del compost producido en España 2003-2005. 2005. ESAB-IGME-MIMAM. Servicio de Información Documental del IGME. Inédito.

López Arias, M. y Grau Corbí, J.M. 2004. *Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de pastos de la España Peninsular*. INIA. Madrid.

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

López Vilchez, L. y Al-Dahir, Z. 2000. *Estudio de Impacto Ambiental del Proyecto de incremento del depósito de estériles y agua en la corta Aznalcóllar y de ampliación de la escombrera Los Frailes*. AURENSA. Inédito.

Lottermoser, B. 2007. *Mine Wastes. Characterization, Treatment, Environmental Impacts*. 2<sup>nd</sup> Edition. Springer. Berlín.

Ludeke, K.L., Day, A.D., Stith, L.S., and Stroehlein, J.L. 1974. Pima studies tailings soil makeup as a prelude to successful revegetation. *Engineering and Mining Journal*, 175: 72-74.

Lyle Jr., E. S. 1987. *Surface Mine Reclamation Manual*. Elsevier Science Publishing Co., Inc. New York.

Ma, S. 1985. Ecological engineering: application of ecosystem principles. *Environmental Conservation*, 12: 331-335.

Macho Jiménez, A., Vadillo Fernández, L., Rodríguez Pacheco, R. Fernández Naranjo, F. J., Arranz González, J. C., Alberruche del Campo, E., Rodríguez Gómez, V. 2014. *Metodología para la realización de un inventario de instalaciones de residuos mineros cerradas o abandonadas*. Instituto Geológico y Minero de España-Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. [http://libros.igme.es/product\\_info.php?products\\_id=137](http://libros.igme.es/product_info.php?products_id=137)

Macías García, F., Fontan Guiao, L., Otero Pérez, X.L., Pérez Llaguno, C., Camps Arbostain, M., Macías Vázquez, F. 2009. Recuperación de aguas acidas de la mina Touro mediante sistemas integrados de barreras reactivas con diferentes tecnosoles y

humedales. *Conferencia Internacional Minería Sostenible*. Cámara Oficial Mineira de Galicia: 963-973.

Macías Vázquez, F. y Calvo de Anta, R.M. 1992. Procesos de alteración inducidos por actividades humanas en materiales con sulfuros de Galicia: Caracterización de los materiales originales y de los ambientes de alteración. *III Congreso geológico de España y VIII Congreso Latinoamericano de Geología*, Vol. 1: 253-261.

Macías, F., Barral, M.T., Monterroso, C. y Calvo de Anta, R.M. 1992. Metales pesados en las escombreras de la Mina Puentes (La Coruña): Influencia de las condiciones Eh-pH. *Suelo y Planta*, 2(1): 139-150.

Macías Vázquez, F. y Calvo de Anta, R. 2009. *Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia*. XUNTA de Galicia. Santiago de Compostela, La Coruña.

Macías, F., Camps-Arbestain, M., Macías-Vázquez, F. 2009a. Utilización de tecnosoles derivados de residuos en procesos de restauración de suelos de la mina Touro. *Conferencia Internacional Minería Sostenible*. Cámara Oficial Mineira de Galicia. pp. 651-661.

Macías, F., Fontan Guiao, L., Otero Pérez, X.L., Pérez Llaguno, C., Camps Arbestain, M., Macías Vázquez, F. 2009b. Recuperación de aguas acidas de la mina Touro mediante sistemas integrados de barreras reactivas con diferentes tecnosoles y humedales. *Conferencia Internacional Minería Sostenible*. Cámara Oficial Mineira de Galicia. pp. 963-973.

Macías Vázquez, F. y Nieto Olano, C. 2012. Didáctica de la mina de Touro: procesos de recuperación de suelos y aguas hiperácidas de minas de sulfuros metálicos mediante la valorización biogeoquímica de residuos. *XVII Simposio sobre Enseñanza de la Geología*: 139-145. Huelva, 2012.

Madejón, P., Pérez-de-Mora, A., Burgos, P., Cabrera, F., Lepp, N.W., Madejón, E. 2010. Do amended, polluted soils require re-treatment for sustainable risk reduction?- Evidence from field experiments. *Geoderma*, 159: 174-181.

Maier, K.J., and Knight, A.W. 1994. Ecotoxicology of selenium in freshwater systems. *Environmental Contamination and Toxicology*, 134: 31-48.

Manteca J.I. y Ovejero G. 1992. Los yacimientos Zn, Pb, Ag-Fe del distrito minero de La Unión-Cartagena, Bética Oriental. En: García Guinea, J. y Martínez Frías, J. (coords). *Recursos Minerales de España*. CSIC.Madrid. pp. 1085-1102.

MAPA. 1989. *Caracterización Agroclimática de la Provincia de Sevilla*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Secretaría General Técnica. Madrid.

MAPA. 1990. *Caracterización Agroclimática de la Provincia de Murcia*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Secretaría General Técnica. Madrid.

MAPA. 1990. *Mapa Forestal de España. E: 1/200.000. Hoja 7-5 (Daroca)*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. ICONA. Madrid.

MAPA. 1991. *Caracterización agroclimática de la provincia de León*. 2ª Edición. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Secretaría General Técnica. Madrid.

MAPA. 1994. *Métodos Oficiales de Análisis de Suelos y Aguas para Riego*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

Marín-Guirao, L., Marín, A., Lloret, J., Martínez, E., García, A.J. 2005. Effects of mining wastes on a seagrass ecosystem: metal accumulation and bioavailability, seagrass dynamics and associated community structure. *Marine Environmental Research*, 60: 317-337.

Märker, M., Flügel, W.A. and Rodolfi, G. 1999. *Das Konzept der Erosions Response Units (ERU) and seine Anwendung am Beispiel des semiariden Mkomazi-Einzugsgebietes in der Provinz Kwazulu, Natal, Südafrika*. Tübingen Geowissenschaftliche Studien, Reihe D.: Geoökologie und Quartaerforschung. Angewandte Studien zu Massenverlagerungen. Tübingen.

Markham, J., Young, I., Renault, S. 2011. Plant facilitation on a mine tailings dump. *Restoration Ecology*, 19: 569-571.

Marqués, M.J., Martínez-Conde, E., Rovira, J.V. and Ordóñez, S. Heavy metals pollution of aquatic ecosystems in the vicinity of a recently closed underground lead-zinc mine (Basque Country, Spain). *Environmental Geology*, 40: 1125-1137.

Marsal, R. J. 1973. Mechanical properties of rockfill. In: Hirschfeld, R.C., and Poulos, S.J. (eds.) *Embankment-dam engineering, Casagrande volume*. John Wiley & Sons. Hoboken, New Jersey.

Martínez-Conde, E. Rovira, J.V. y Marqués, M.J. 1999. Problemática ambiental que generan las explotaciones mineras. *Observatorio Medioambiental*, 2: 172-189.

Martínez-López, S, Martínez-Sánchez, M.J., Pérez-Sirvent, C., Bech, J., Gómez-Martínez, M.C., García-Fernandez, A.J. 2014. Screening of wild plants for use in the phytoremediation of mining-influenced soils containing arsenic in semiarid environments. *Journal of Soils and Sediments*, 14(4): 794-809.

Martínez-Martínez, S., Murcia, F.J., Zornoza, R., Faz, A., Acosta, J.A., Sánchez-Medrano, R. y Gómez, M.D. 2014. Influencia de la fitoestabilización asistida sobre la fertilidad y movilidad de Pb-Zn en un depósito minero del sureste español. *Congreso Nacional de Medio Ambiente 2014*. Madrid. <http://www.conama.org/conama/download/files/conama2014/CT%202014/1896711939.pdf>.

Martínez Sánchez, M.J., Pérez Sirvent, C., Tudela Serrano, M.L., Linares Moreno, P., Garcia Lorenzo, M.L., Hernandez Cordoba, M., Lopez Garcia, I.F., Molina Ruiz, J. Navarro Hervás, C., Vidal Otón, J., Barberán Murcia, R., Mantilla, W., Tovar Frutos, P. J., Solano Marín, A.M., Marimón Santos, J., Agudo Juan, I., Hernández Pérez, C. 2007. *Niveles de fondo y niveles genéricos de referencia de metales pesados en suelos de la Región de Murcia*. Murcia.

Mataix, C. 1999. Acid mine drainages treatment by passive system: experience in LIMEISA coal mine (La Coruña, Spain). *IMWA Congress-Mine, Water & Environment*. Sevilla. 569-574.

McGowen, S.L., Basta, N.T., Brown, G.O. 2001. Use of diammonium phosphate to reduce heavy metal solubility and transport in smelter-contaminated soil. *Journal of Environmental Quality*, 30: 493-500.

McLemore, V.T., Fakhimi, A., Van Zyl, D., Ayakwah, G.F., Anim, K.B.K., Ennim, F., Felli, P., Fredlund, D., Gutierrez, L.A.F., Nunoo, S., Tachie-Menson, S. and Viterbo, V.C. 2009. *Questa rock pile weathering stability project: Literature review of other rock piles: characterization, weathering, and stability*. Open-file Report OF-517. New Mexico Bureau of Geology and Mineral Resources. Socorro, New Mexico.

Mejuto Mendieta, M. 2011. *Afectación de la minería de carbón en las propiedades físicas y químicas de los suelos de la cuenca hidrográfica del río Rodrigatos (El Bierzo, León)*. Tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid. Inédito.

Mendez M.O., and Maier R.M. 2008. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 7: 47-59.

Mendez M.O., and Maier R.M. 2008. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments-an emerging remediation technology. *Environ Health Perspect*, 116(3): 278-283.

Merino Martín, L. 2010. *Ecología de laderas restauradas de la minería de carbón a cielo abierto: interacciones ecohidrológicas*. Tesis doctoral. Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá, Madrid. Inédito

Merino-Martín, L., Breshears, D.D., Moreno-de las Heras, M., Villegas, J.C., Pérez-Domingo, S., Espigares, T. and Nicolau, J.M. 2011. Ecohydrological Interrelationships Between Vegetation Patches and Soil Hydrological Properties Along a Disturbance Gradient: How Sources and Sinks of Runoff Determine a Restoration Threshold. *Restoration Ecology*, 19: 360-368.

Merino-Martín, L., Moreno-de las Heras, M., Pérez-Domingo, S., Espigares, T. and Nicolau, J.M. 2012. Hydrological heterogeneity in Mediterranean reclaimed slopes: runoff and sediment yield at the patch and slope scales along a gradient of overland flow. *Hydrological Earth Systems Science*, 16: 1305-1320.

Merino-Martín, L., Moreno-de las Heras, M., Espigares, T. and Nicolau, J.M. 2015. Overland flow directs soil moisture and ecosystem processes at patch scale in Mediterranean restored hillslopes. *Catena*, 133:71-84.

MFUSA. 1998. *Diseño de la morfología y red de drenaje en las restauraciones mineras*. Informes de Difusión de Proyectos, nº 74. OCICARBÓN-CIEMAT, Ministerio de Ciencia y Tecnología. Madrid.

Milder, A.I., Fernández-Santos, B. and Martínez-Ruiz. 2011. Colonization patterns of woody species on lands mined for coal in Spain: preliminary insights for forest expansion. *Land Degradation and Development*, DOI: 10.1002/ldr.1101.

MIMAM. 1996. *Mapa Forestal de España. E: 1/200.000. Hoja 3-2 (Cangas de Narcea)*. Ministerio de Medio Ambiente. DGCONA. Madrid.

MIMAM. 1996. *Mapa Forestal de España. E: 1/200.000. Hoja 3-3 (Ponferrada)*. Ministerio de Medio Ambiente. DGCONA. Madrid.

MIRO (The Mineral Industry Research Organisation). 2011. *Management, mitigation and monitoring of nuisance dust and PM10 emissions arising from the extractive industries: an overview*. AEAT/ENV/R3141 Issue 1. February 2011.

Mitsch, W.J. and Jørgensen, S.E. 1989. *Ecological Engineering: An Introduction to Ecotechnology*. John Wiley & Sons, Inc. New York.

Mitsch, W.J. and Jørgensen, S.E. 2004. *Ecological Engineering and Ecosystem Restoration*. John Wiley & Sons, Inc. New York.

Monterroso, C., Álvarez, E. y Macías, F. 1992. Composición de la disolución de suelos de la escombrera de la mina Puentes (A Coruña) en procesos de restauración ambiental. *Cuadernos del Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, 17: 35-44.

Monterroso, C., Álvarez, E. y Macías, F. 1993a. Caracterización de los suelos de la escombrera de la mina Puentes (A Coruña) en proceso de restauración ambiental. *Cuadernos del Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, 18: 307-316.

Monterroso, C., Álvarez, E. y Macías, F. 1993b. Macronutrientes y elementos traza en suelos de mina y especies vegetales desarrolladas sobre ellos. En: Ortiz Silla, R. (ed.). *Problemática Ambiental y Desarrollo. V Reunión Nacional de Geología Ambiental y Ordenación del Territorio*. Sociedad española de Geología Ambiental y Ordenación del Territorio. pp. 297-306.

Moore, D.P. 1974. Physiological effects of pH on roots. In: Carson, E.W. (ed.). *The plant root and its environment*. The University Press of Virginia. Charlottesville, Virginia.

Moreno de las Heras, M. 2009a. *Efectos ecológicos de la erosión en laderas derivadas de la minería del carbón a cielo abierto*. Memoria de Tesis Doctoral. Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá. Madrid.

Moreno-de las Heras, M. 2009b. Development of soil physical structure and biological functionality in mining spoils affected by soil erosion in a Mediterranean-Continental environment. *Geoderma*, 149: 249-256.

Moreno-de las Heras, M., Nicolau, J.M. and Espigares, T. 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological Engineering*, 34: 168-178.

Moreno-de las Heras, M., Merino-Martín, L. and Nicolau, J.M. 2009. Effect of vegetation cover on the hydrology of reclaimed mining soils under Mediterranean-Continental climate. *Catena*, 77: 39-47.

Moreno-de las Heras, M., Espigares, T., Merino-Martín, L. and Nicolau, J.M. 2011. Water-related ecological impacts of rill erosion processes in Mediterranean-dry reclaimed slopes. *Catena*, 84: 114-124.

Mortvedt, J. J., Smith, D.H. and Redente, E.F. 1996. *Fertilizing Revegetated Disturbed Lands*. Crop Series. Soil, No. 0.536. Colorado State University, Cooperative Extension. <http://mining.state.co.us/SiteCollectionDocuments/FertilizingRevegetatedDisturbedLands.pdf>

Murad, E. and Rojík, P. 2004. Jarosite, schwertmamite, goethite, ferrihydrite and lepidocrocite: the legacy of coal sulfide ore mining. In: *Super Soil 2004: 3rd Australian New Zealand Soils Conference*.

Nahir, M., van Aanhout, M., and Reinecke, S. 2006. Application of Risk Management to Abandoned Mine Sites in the Canadian North. *7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*. St. Louis MO. Barnhisel, R.I. (ed.) Published by the American Society of Mining and Reclamation (ASMR), 3134 Montavesta Road, Lexington, KY 40502

NAS (National Academy of Sciences). 1974. *Rehabilitation potential of western coal lands*. Ballinger Pool. Cambridge, Massachusetts..

National Research Council. 2005. *Mineral Tolerance of Animals*. 2nd ed. The National Academies Press. Washington D.C.

Navarro, A. and Domenech, L.M. 2010. Arsenic and metal mobility from Au mine tailings in Rodalquilar (Almeria, SE Spain). *Environmental Earth Sciences*, 60: 121-138.

- Nelson, J. D., Volpe, R. L., Wardwell, R. E., Schumm, S. H., and Staub, W.P. 1982. *Design Considerations for Long-Term Stabilization of Uranium Mill Tailings Impoundments*. NUREG/CR-3397 (ORNL-5979), U.S. Nuclear Regulatory Commission. Washington, D.C.
- Nichol, C., Beckie, R. and Smith, L. 2002. Characterization of unsaturated flow at different scales in waste rock. In: *Groundwater 2002- International Association of Hydrologists Conference*. International Association of Hydraulic Engineering and Research. Madrid, Spain.
- Nicolás Contreras, M.A. 2010. *Edafogénesis en escombreras mineras de la provincia de Burgos y su relación con la vegetación*. Tesis Doctoral. Departamento de Biología, Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Burgos. Inédito.
- Nicolau, J.M. 1992. *Evolución geomorfológica de taludes de escombreras en ambiente mediterráneo continental (Teruel)*. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Madrid. Inédito.
- Nicolau, J.M. 2002. Runoff generation and routing on artificial slopes in a Mediterranean-continental environment: the Teruel coalfield, Spain. *Hydrological Processes*, 16: 631-647.
- Nicolau, J.M. 2003. Diseño y construcción del relieve en la restauración de ecosistemas degradados: una perspectiva ecológica. En: Rey Benayas, J.M., Espigares, T. y Nicolau, J.M. (eds). *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares, Madrid. pp. 173-188.
- Nicolau J.M. and Asensio E. 2000. Rainfall erosion of opencast coal-mine lands: ecological perspective. In: Haigh, M.J. (ed.). *Reclaimed Land: Erosion Control, Soils and Ecology*. Balkema. Rotterdam. pp. 51 -73.
- Nicolau, J.M. and Moreno de las Heras, M. 2005. Opencast mining reclamation. In: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds.). *Forest Restoration in Landscapes: Beyond planting Trees*. WWF/Springer. Berlin. pp.: 370-376.
- Nicolau, J.M., Moreno de las Heras, M., Merino Martín, L., Espigares Pinilla, T. 2013. Bases eco-hidrológicas para aplicar la restauración ecológica en minería). En: García, A., y Travieso, J.R. 2013. *Restauración Ecológica en Minería. De la teoría a la práctica*. Fundación Ciudad de la Energía-CIUDEN. Ministerio de Industria, Energía y Turismo. Ponferrada, León. pp.:47-64.
- Noble, I.R. and Slatyer, R.O. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio*, 43: 5-21.
- Noble, T.N., Lottermoser, B.G., Parbhakar-Fox, A. 2012. Evaluating pH tests for mine water prediction. In: Valenzuela, F., Wiertz, J. (eds.). *3rd International Congress on Water Management in the Mining Industry*. Santiago, Chile. pp. 504–512.

Norris, J.E., and Greenwood, J.R. 2008. An introduction to types of vegetated slopes. In: Norris, J.E., Stokes, A., Mickovski, S.B., Cammeraat, E., van Beek, E.R., Nicoll, B.C., and Achim, A. (eds.). *Slope stability and erosion control: ecotechnological solutions*. Springer. Dordrecht, The Netherlands. pp. 9-15.

Oldecop, L. y Rodríguez, R. 2006. Estabilidad y seguridad de depósitos de residuos mineros. Rodríguez, R. y García Cortés, A. (eds.). *Los residuos minero-metalúrgicos y el medio ambiente*. Serie medio ambiente, nº. 11. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.

Opeka, T. and Morse, R. 1979. *Use of Green Manure Amendments and Tillage to Improve Minesoil Productivity*. (EPA. 600/7-791-257). Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia. Industrial Environmental Research Laboratory. USEPA. Cincinnati, Ohio..

Oyarzun, R., Cubas, P., Higuera, P., Lilo, J., and Llanos, W. 2009. Environmental assessment of the arsenic-rich, Rodalquilar gold-(copper-lead-zinc) mining district, SE Spain: data from soils and vegetation. *Environmental Geology*, 58: 761-777.

Paine, R.T. 1995. A conservation on refining the concept of keystone species. *Conservation Biology*, 9: 962-964.

Panagopoulos, T. 1995. Reclamation of sites mined for lignite in Northern Greece. In: Fantechi, R., D. Peter, D., Balabanis, P. and Rubio, J.L. (eds.). *Desertification in a european context: Physical and socio-economic aspects*. Final Report, Directorate General Science, Research and Development. Brussels. pp. 575-582.

Pardo, G. 1979. *Estratigrafía y sedimentología de las formaciones detríticas del Cretácico inferior terminal del Bajo Aragón Turolense*. Tesis Doctoral, Universidad de Zaragoza. Inédito.

Park, J.H., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Bolan, N. and Chung, J.W. 2011. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 185: 549–574.

Párraga-Aguado, I., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N., Jiménez-Cárceles, F.J., Conesa, H.M. 2013a. Assessment of metal(loid)s availability and their uptake by *Pinus halepensis* in a Mediterranean forest impacted by abandoned tailings. *Ecological Engineering*, 58: 84-90.

Párraga-Aguado, I., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Conesa, H.M., 2013b. The importance of edaphic niches and pioneer plant species succession for the phytomanagement of mine tailings. *Environmental Pollution*, 176: 134-143.



Párraga-Aguado, I., Querejeta, J.J., González-Alcaraz, M.N., Jiménez-Cárceles, F.J., and Conesa, H.M. 2014a. Usefulness of pioneer vegetation for the phytomanagement of metal(loid)s enriched tailings: grasses vs. shrubs vs. trees. *Journal of Environmental Management*, 133: 51-58.

Párraga-Aguado, I., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., Conesa, H.M. 2014b. Assessment of the employment of halophyte plant species for the phytomanagement of mine tailings in semiarid areas. *Ecological Engineering*, 71, 598-604.

Pastorok, R.A., MacDonald, A., Sampson, J.R., Wilber, P., Yozzo, D.J. and Titre, J.P. 1997. An ecological decision framework for environmental restoration projects. *Ecological Engineering*, 9: 89-107.

PDEP (Pennsylvania Department of Environmental Protection). 2012. *Erosion and Sediment Pollution Control Program Manual*. Department of Environmental Protection, Bureau of Waterways Engineering and Wetlands. Technical Guidance Number 363-2134-008. <http://www.elibrary.dep.state.pa.us/dsweb/Get/Document-88925/363-2134-008.pdf>

Peech, M., Alexander, L.T., Dean, L.A., and Reed, J.F. 1947. *Methods of soils analysis for soil fertility investigations*. USDA Circular 757. U.S. Government Printing Office. Washington D.C.

Peech, M. 1965. Hydrogen-ion activity. In: Black, C.A. (ed.), *Methods of soil analysis, Part II, chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin.

Pérez, A. y Calvo de Anta, R. 2001. Algunos ejemplos de suelos contaminados por la minería de sulfuros en la mina Touro. *Libro de campo XXII Reunión Nacional de la SECS*. Santiago. pp. 54-67.

Pérez Blanco, A. 1994. *Plan de Restauración en una presa de residuos. I Jornadas Sobre Minería y Medio Ambiente*. Marzo, Sevilla. Separata, 28 p.

Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M.J., Martínez-López, S., Bech, J. y Bolan, N. 2012. Distribution and bioaccumulation of arsenic and antimony in *Dittrichia viscosa* growing in mining-affected semiarid soils in southeast Spain. *Journal of Geochemical Exploration*, 123: 128-135.

Perry, E.F. 1998. Interpretations of Acid-Base Accounting. In: Brady, K. B. C., Smith, M.W. y Schueck, J. (eds.). *Coal Mine Drainage Prediction and Pollution Prevention in Pennsylvania*. Chapter 11. Pennsylvania Department of Environmental Protection. Harrisburg, Pennsylvania.

Plumlee G.S., Smith K.S., Moncur M.R., Ficklin W.H., and Mosier E.L. 1999. Geologic controls on the composition of natural waters and mine waters draining diverse mineral-deposit types, In: Filipek LH, and Plumlee G.S. (eds.). *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part B: Case Studies and Research Topics. Reviews in Economic Geology*, 6B: 373-432.

Plass, W.T. 1973. *Chemical soil stabilizers for surface mine reclamation*. HRB, 125: 118-122.

Poch, R.M., Porta J. y Boixadera, J. 1989. Erosión hídrica y rehabilitación de áreas mineras: Procesos, cuantificación e interés pedagógico. *XVI Reunión de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*. DMCS-UPC & SECS. Lleida.

Powter, C.B. (compiler). 2002. *Glossary of Reclamation and Remediation Terms Used in Alberta*, 7th Edition. Alberta Environment, Science and Standards Branch, Edmonton. Pub. No. T/655, Report No. SSB/LM/02-1. 88 p.

Prach, K. and Hobbs, R.J. 2008. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration ecology*, 16(3): 363-366.

Pugnaire, F.I., Haase, P., and Puigdefabregas, J. 1996. Facilitation between higher plant species in a semiarid environment. *Ecology*, 77: 1420-1426.

Pulford, I.D., and Watson, C. 2003. Phytoremediation of heavy-metal-contaminated land by trees—a review. *Environment International*, 29: 529-540.

Pulles, W., and Heath, R. 2000. The evolution of passive mine water treatment technology for sulphate removal. In: *International Mine Water Conference Proceedings*. October. Pretoria, South Africa.

Querol, X. 1990. *Distribución de azufre y materia mineral en los carbones de la Formación Escucha. Relaciones con los factores geológicos, sedimentológicos y diagenéticos*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. Inédita.

Querol, X., Fernández Turiel, J.L., López Soler, A., Juan, R. y Ruiz, C. 1993. Contenido, distribución y origen del azufre en los carbones albienses del distrito minero de Teruel. *Cuadernos de Geología Ibérica*, 17: 137-151.

RCT (Railroad Commission of Texas). 1988a. *Technical Release SA-1, Acid-forming materials*. Railroad Commission of Texas, Surface Mining and Reclamation Division.

RCT (Railroad Commission of Texas). 1988b. *Technical Release SA-2, Suitability criteria for topsoil substitutes and materials suitable for placement in the top four feet of leveled minespoil*. Railroad Commission of Texas, Surface Mining and Reclamation Division.

Reeder, J.D. and SAVEY, B.. 1987. Nitrogen. In: R. Dean Williams, R. and Schuman, G.E. (eds.). *Reclaiming mine soils and overburden in the western United states: Analytic parameters and procedures*. Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa. pp. 1559-1584.

Rico, M., Benito, G., and Díez-Herrero, A. 2008. Floods from tailings dam failures. *Journal of Hazardous Materials*, 154: 79-87.

Ritchie, A.I.M. 1994. Sulfide oxidation mechanisms: controls and rates of oxygen transport. In: Jambor, J.L., and Blowes, D.W. (eds.). *The Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-wastes*. Mineralogical Association of Canada, vol. 22. Nepean, Ontario. pp. 201–246.

Roberts, J.A., Daniels, W.L., Bell, J.C. and Burger, J.A. 1988. Early Stages of Mine Soil Genesis in a Southwest Virginia Spoil Lithosequence. *Soil Science Society of America Journal*, 52: 716-723.

Robinson, B.H. Anderson, C.W.N. and Dickinson, N.M. 2015. Phytoextraction: Where's the action? *Journal of Geochemical Exploration*, 151: 34-40.

Rodríguez-López, J.P., Meléndez, N., Soria, A.R. y Boer, P.L. 2009. Reinterpretación estratigráfica y sedimentológica de las Formaciones Escucha y Utrillas de la Cordillera Ibérica. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 22: 163-215.

Rodríguez, R., García, C., Zarroca, M., Roque, C., Linares, R., y Oldecop, L. 2011. Características geológicas y geotécnicas de los lodos de flotación de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión (SE España). *Boletín Geológico y Minero*, 122 (2): 127-144.

Rodríguez, R. y Oldecop, L. 2006. Propiedades físicas, mecánicas e hidrogeológicas de los residuos minero-metalúrgicos sólidos. En: Rodríguez, R. y García Cortés, A. (eds.). *Los residuos minero-metalúrgicos y el medio ambiente*. Serie medio ambiente, nº 11. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.

Rufo, L., and De la Fuente, V. 2010. Successional dynamics of the climatophile vegetation of the mining territory of the Río Tinto Basin (Huelva, Spain): soil characteristics and implications for phytoremediation. *Arid Land Research and Management*, 24: 301-327.

Rytuba, J.J., Arribas Jr., A., Cunningham, C.G., McKee, E.H., Podwyssocki, M.H., Smith, J.G., Kelly, W.C., and Arribas, A. 1990. Mineralised and unmineralised calderas in Spain; Part II, evolution of the Rodaquilar caldera complex and associated gold–alunite deposits. *Mineralium Deposita*, 25: S29–S35.

Sáez-Díaz, J.L. 2004. *Estudio edafológico de suelos afectados por procesos de acidificación en las explotaciones piríticas del suroeste español (Huelva y Sevilla)*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Inédito.

SAIEA. 2010. *Risk assessment handbook for shut down and abandoned mine sites in Namibia*. BGR-GSN Technical Cooperation Project, Windhoek, Namibia. September 2010. [www.geology.cz/igcp594/training-courses](http://www.geology.cz/igcp594/training-courses)

Sánchez-Villaluenga, C. 2015. *Evolución de la calidad del suelo, disponibilidad de metales pesados y vegetación en un depósito minero de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión tras su rehabilitación mediante fitoestabilización asistida*. Proyecto Fin de Carrera. Universidad Politécnica de Cartagena. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica (ETSIA). Inédito

Sandoval, F.M., and Power, J.F. 1977. *Laboratory methods recommended for chemical analysis of mined-lands spoils and overburden in Western United States*. U.S. Department of Agriculture. Agriculture Handbook, No. 525.

Sardans, J., Peñuelas, J., Prieto, P. and Estiarte, M. 2008. Drought and warming induced changes in P and K concentration and accumulation in plant biomass and soil in a Mediterranean shrubland. *Plant and Soil*, 306 (1-2): 261-271.

Schafer, W.M., Nielsen, G.A., Dollhopf, D.T. and Temple, K.L. 1979. *Soil genesis, hydrological properties, root characteristics, and microbial activity of 1- to 50-year-old stripmine spoils* (EPA-600/7-79-100). Interagency Energy/Environment R&D Report. U.S. Government Printing Office. Washington, DC.

Schiechtl, H. 1980. *Bioengineering for Land Reclamation and Conservation*. The University of Alberta Press. Edmonton, Alberta.

Seastedt T.R., Hobbs, R.J., and Suding, K.N. 2008. Management of novel ecosystems: are novel approaches required? *Frontiers in Ecology and Environment*, 6: 547–553.

Sencindiver, J.C., Ammons, T. and Delp, C.H. 1978. Clasificación de minesoils—a proposed suborder. *11th Congress of International Society of Soil Science*. Abstracts, nº 30. Edmonton, Alberta.

Sencindiver, J.C. and Ammons, J.T. 2000. Minesoil Genesis and Clasificación. In: Barsnhisel, R.I., Daniels, W.L. and Darmody, R.G. (eds.). *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. Agronomy Series No. 41. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin.

Seoane, S. y Leirós, M.C. 1992. Neutralización de la acidez de estériles de minas de lignito con cenizas de la combustión del carbón en centrales termoeléctricas según composición y propiedades ándicas. *III Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo*. Septiembre, Pamplona. pp. 151-156.

Seoane Lavandeira, S., Benito Rueda, E., Leirós de la Peña, M.C., Gil Sotrés, F. y Guitián Ojea, F. 1995. Los materiales estériles de la mina. En: Guitián Ojea, F. (ed.). *Recuperación de las escombreras de la Mina de Lignitos de Meirama (A Coruña)*.

Universidad de Santiago de Compostela-Lignitos de Meirama. Santiago de Compostela, La Coruña. pp. 69-98.

Seoane, S. and Leirós, M.C. 2001. Acidification-Neutralization Processes in a Lignite Mine Spoil Amended with Fly Ash or Limestone. *Journal of Environmental Quality*, 30: 1420-1431.

Seoane, S., González, M.V., Gil, F., Leirós, M.C. y Guitián, F. 1991. Metales extraíbles (Cu, Co, Ni, Zn y Mn) en materiales estériles de minas de lignito de Galicia. *Suelo y Planta*, 1: 631-642.

Seoane-Labandeira, S., Benito Rueda, E., Leirós de la Peña, M.C., Gil Sotrés, F. y Guitián Ojea, F. 1995. Los materiales estériles de la mina. En: F. Guitián Ojea (Ed.). *Recuperación de las escombreras de la Mina de Lignitos de Meirama (A Coruña)*. Universidad de Santiago de Compostela-Lignitos de Meirama. Santiago de Compostela, La Coruña. pp. 69-98.

SER (*Society for Ecological Restoration, International Science & Policy Working Group*). 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration. Washington, D.C.

SERNAGEOMIN-BGR. 2008. *Manual de evaluación de riesgos de faenas mineras abandonadas o paralizadas (FMA/P)*. Golder Associates para SERNAGEOMIN-BGR.

Shaw, R.J. 1994. *Estimation of the electrical conductivity of saturation extracts from the electrical conductivity of 1:5 soil:water suspensions and various soil properties*. Project Report QO94025, Department of Primary Industries. Queensland.

Singh, U.B. 1994. *Wind erosion: mechanics of saltation and dust generation*. Ph. D. Thesis. Department of Civil Engineering. Texas Tech. University. Lubbock, Texas.

Slick, B.S., and Curtis, W.R. 1985. *A Guide for the Use of Organic Materials as Mulches in Reclamation of Coal Minesoils in the Eastern United States*. USDA Forest Service, Northeastern Station. General Technical Report NE-98. Broomall, Pennsylvania.

Smith, H.G., Morse, H.H, Bernath, G.E., Gillogly, L.E. and Briggs, W.M. 1964. Classification and revegetation of strip mine spoil banks. *Ohio Journal of Science*, 64: 168-175.

Smith, R.M., Tryon, E.H., and Tyner, E.H. 1981. *Soil development on mine spoil*. Agricultural Experimental Station Bulletin, 604 T. West Virginia University. Morganton, West Virginia.

Smith, P.L., Redente, E.F., and Hooper, E. 1987. Soil organic matter. In: R. Dean Williams and G. E. Schuman (Eds.). *Reclaiming mine soils and overburden in the western United states: Analytic parameters and procedures*. Soil Conservation Society of America. Ankeny, Iowa. pp. 185-213.

Smith, K.S., Ramsey, C.A. and Hageman, P.L. 2000. Sampling Strategy for the Rapid Screening of Mine-Waste Dumps on Abandoned Mine Lands. *ICARD 2000, Fifth International Conference on Acid Rock Drainage*. vol. II. Denver, Colorado. Society for Mining Metallurgy and Exploration, Inc. pp. 1453-1461.

Smith, K.S., Campbell, D.L., Desborough, G.A., Hageman, P.L., Leinz, R.W., Stanton, M.R., Sutley, S.J., Swayze, G.A., and Yager, D.B. 2002. Toolkit for the rapid screening and characterization of waste piles on abandoned mine lands. In: Seal, R.R., II, and Foley, N.K. (eds.). *Progress on Geoenvironmental Models for Selected Mineral Deposit Types*. U.S. Geological Survey Open-File Report 02-0195. Reston, Pennsylvania. pp. 55-64.

Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R. and Smith, R.M. 1978. *Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils* (EPA-600/2-78-054). US. Government Printing Office. Washington, D.C.

Sobrado Conde, O. 2015. *Respiración del suelo in situ como herramienta para monitorizar la restauración de espacios degradados por la minería*. Memoria de Master. Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas. U. Alcalá-UCM-UPM-URJC. Inédito.

Soil Survey Staff. 1993. *Keys to Soil Taxonomy*. 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington, D.C.

Sopper, W.E. 1992. Reclamation of mine land using Municipal Sludge. In: Rattan Lal and B.A. Stewart (Eds.). *Soil Restoration*. Advances in Soil Science, vol. 17. pp. 351-431.

Srouf, G. 2011. *Mine waste failure. An analysis of empirical and graphical runout prediction methods*. Bachelor's Thesis. The University of British Columbia, Faculty of Applied Sciences. Vancouver, British Columbia.

Stewart, B.R. and Daniels, W.L. 1992. Physical and Chemical Properties of Coal Refuse from Southwest Virginia, *Journal of Environmental Quality*, 21: 635-642.

Strahler, A.N. 1952. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. *Geological Society of American Bulletin*, 63: 1117-1142.

SWG (Soil Working Group). 1998. *Texas Mineland Reclamation Monitoring Program Issues*. Texas Mining and Reclamation Association and Railroad Commission of Texas.

Thomas G.W. 1982. Exchangeable cations. In: Page, A.L. (ed.) *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. Agronomy Monograph 9, Madison, Wisconsin. pp 159–165.

Tirado, R. y Pugnaire, F.I. 2003. Interacciones positivas entre plantas: Mecanismos y consecuencias. *Ecosistemas*, 12(2): 33-35.

Torroba-Balmorí, P., Zaldívar, P., Alday J.G., Fernández-Santos, B. and Martínez-Ruiz, C. 2015. Recovering Quercus species on reclaimed coal wastes using native shrubs as restoration nurse plants. *Ecological Engineering*, 77: 146-153.

Toy, T.J. and Foster, G.R. (Eds.). 1998. *Guidelines for the use of the Revised Universal Soil Loss Erosion Equation (RUSLE), version 1.06 on Mined Lands, Construction Sites and Reclaimed Lands*. USDI- Office of Surface Mining. Denver, Colorado.

Tucker, G.B, Berg, W.A., and Gentz, G.H. 1987. pH. In: Williams, R.D., and Schuman, G.E. (eds.). *Reclaiming Mine Soils and Overburden in the Western United States: Analytic Parameters and Procedures*. Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa. pp. 1-26.

Turc, L. 1967. Incidence des facteurs macroclimatiques sur les productions végétales. *Fourrages*, 31: 10-35.

Tyner, E.H., Smith, R.M. and Galpin, S.L. 1948. Reclamation of strip-mined lands in West Virginia. *Journal of American Society of Agronomy*, 40: 313-323.

Urrutia, M.M., García Rodeja, E. and Macías, F. 1992. Sulfide Oxidation in Coal-Mine Dumps: Laboratory Measurement of Acidifying potential with H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and Its Application to Characterize Spoil Materials. *Environmental Management*, 16(1): 81-89.

USDA, Natural Resources Conservation Service. 1992. *Engineering Field Manual For Conservation Practices*. Washington D.C.

USDA. 1993. *Soil Survey Manual*. USDA Handbook No. 18, U.S. Department of Agriculture, Soil Survey Staff. Government Printing Office. Washington D.C.

USDA. 1999. *Liming to improve soil quality in acid soils*. Soil Quality-Agronomy Technical Note No. 8. USDA-NRCS.

USDA. 2006. *Keys to soil taxonomy*. Soil Survey Staff. U.S Government Printing Office, Washington D.C. Versión en español (*Claves para la Taxonomía de Suelos*). Traducción de: C.A. Ortiz Solorio, M<sup>a</sup> del Carmen Gutiérrez Castorena.

USDA. 2011. *Soil Survey Laboratory Information Manual*. Soil Survey Investigations Report No. 45, version 2.0. USDA NRCS, National Soil Survey Center, Soil Survey Laboratory. Lincoln, Nebraska.

USEPA. 1994. *Method 7471B (SW-846): Mercury in Solid or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique), Revision 2*. U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C.

USEPA. 1994. *Test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods* (SW-846), 3<sup>rd</sup> edition, update 2B. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Publications. Cincinnati, Ohio.

USEPA. 1998. *Permeable reactive barriers technologies for contamination remediation*. Office of Research and Development. EPA 600-R-98-125. Washington D.C.

Val Caballero, C. and Gil Bueno, A. 1994. Methodology for Monitoring Land Reclamation of Coal Mining Dumps. *International Land Reclamation and Mine Drainage Conference, and Third International Conference on The Abatement of Acidic Drainage*. USDI, Bureau of Mines Special Publication (SP 06C-94). Pittsburgh, Pennsylvania. Vol. 3, 2-11.

Vacher, C.A., Loch, R.J., and Raine, S.R. 2004. *Identification and management of dispersive mine spoils*. LANLOCH-NCEA. Australian Centre for Mining Environmental Research. Kenmore, Queensland.

Vangronsveld, J. and Cunningham, S.D. 1998. *Metal-Contaminated Soils: In situ Inactivation and Phytoremediation*. R.G. Landes Company. Georgetown, Texas.

Velasco, F., Miguel Herrero J.M., Yusta, I., Alonso, J.A., Seebold, I., and Leach, D. 2003. Geology and geochemistry of the Reocin zinc-lead deposit, Basque-Cantabrian basin, northern Spain. *Economic Geology*, 98(7): 1371-1396.

Vicente, A. 2015. *Metodología para la remediación de instalaciones de residuos mineros procedentes de la minería metálica orientada a la reducción del riesgo ambiental y al aprovechamiento de sus residuos*. Tesis Doctoral Universidad Politécnica de Madrid. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas. Inédito.

Vick, S.G. 1990. *Planning, design, and analysis of tailings dams*. 2nd edition. BiTech Publishers Ltd. Vancouver, Canada.

Vogel, H., and Kasper B. 2002. *Mine soils on abandoned gold mine tailings in Francistown, Botswana*. Department of Geological Survey of Botswana-BGR.

Walkley, A. and Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37: 29-38.

Walsh, J.N., Gill, R., Thirlwall, M.F. 1997. Dissolution procedures for geological and environmental samples. In: Gill, R. (ed.). *Modern Analytical Geochemistry. An Introduction to Quantitative Chemical Analysis Techniques for Earth, Environmental and Materials Scientists*. Longman. Essex. pp. 29-40.

Watzlaf, G.R., Schroeder, K.T., Kleinman, R.L.P., Kairies, C.L. and Nairn, R.W. 2004. *The Passive Treatment of Coal Mine Drainage*. DOE/NETL-2004/1202. National Technical Information Service. Springfield, Virginia.



- Watzlaf, G.R. 1997. *Passive treatment systems for the treatment of mine drainage: anoxic limestone drains*. U.S. Department of Energy and Technology Center. Pittsburgh, Pennsylvania.
- WDEQ. 1994. *Guideline No. 1: Topsoil and Overburden*. Wyoming Department of Environmental Quality. Land Quality Division. Unpublished Document.
- Werner, P. 1987. Reflections on "mechanistic" experiments in ecological restoration. In: Jordan, W.R., Gilpin, M.E., Aber, J.D. (eds.). *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*. Cambridge University Press. Cambridge. pp. 321-328.
- Whisenant, S.G. 1999. *Repairing damaged wildlands: A process oriented, landscape-scale approach*. Cambridge University Press. Cambridge.
- White, P.S. and Walker, J.L. 1997. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology*, 5: 338-49.
- White, P.S., and Jentsch, A. 2004. Disturbance, Succession, and Community Assembly in Terrestrial Plant Communities. In: Temperton, V.M., Hobbs, R. Nuttle, T. and Halle, S. (eds.). *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap between Theory and Practice*. Island Press. Washington, D.C. pp. 342-366.
- Whitford, W.G. and Elkins, N.Z. 1986. The Importance of Soil Ecology and the Ecosystem Perspective in Surface-Mine Reclamation. In: Reith, Ch.C., and Potter, L.D. (eds.). *Principles and Methods of Reclamation Science*. New Mexico Press. Albuquerque, New Mexico. pp. 151-187.
- Williams, D.J. and Rohde, T.K. 2008. Rainfall infiltration into and seepage from rock dumps: a review. In: Fourie, A. (ed.). *Rock Dumps 2008*. Australian Centre for Geomechanics. Perth, Australia. pp. 79-89.
- Wood, P. 2001. Remediation Methods for Contaminated Sites. In: Hester, R.E. and Harrison, R.M. (eds.). *Assessment and Reclamation of Contaminated Land*. Royal Society of Chemistry, Thomas Graham House. Cambridge. pp. 115-139.
- Woodmansee, R.G., J.D. Reeder, J.D. and Berg, W.A. 1978. Nitrogen in drastically disturbed lands. In: Youngberg, C.T. (ed.). *Forest and Soil Land Use*. Department of Forest and Wood Sciences. Colorado State University. Fort Collins, Colorado. pp. 376-392.
- Woodruff, N.P., and Siddoway, F.H. 1965. A wind erosion equation. *Soil Science Society of American Proceedings*, 29(5): 602-608.
- Wray, D. 1998. The impact of unconfined mine tailings and anthropogenic pollution on a semi-arid environment-an initial study of the Rodalquilar mining district, south east Spain. *Environmental Geochemistry and Health*, 20: 29-38.

- Younger, P.L. 1997. The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making. *The Science of the Total Environment*, 194/195: 457-466.
- Zanuzzi, A., Arocena, J., van Mourik, J., and Faz, Á. 2009. Amendments with organic and industrial wastes stimulate soil formation in mine tailings as revealed by micromorphology. *Geoderma*, 154: 69-75.
- Zedler, J.B. 1999. The ecological restoration spectrum. In: Streever, W. (ed.). *An International Perspective on Wetland Rehabilitation*. Kluwer Academic. Dordrecht. pp. 301–318.
- Zhang, L., Dawes, W.R. and Walker, G.R. 2001 Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37: 701-708.
- Zhang, Y.L., and Evangelou, V.P. 1998. Formation of Ferric Hydroxide-Silica Coatings on Pyrite and Its Oxidation Behavior. *Soil Science*, 163(1): 53–62.
- Zornoza, R., Faz, Á., Carmona, D.M., Kabas, S., Martínez-Martínez, S., and Acosta, J.A. 2012. Plant cover and soil biochemical properties in a mine tailing pond five years after application of marble wastes and organic amendments. *Pedosphere*, 22: 22-32.
- Zornoza, R., Faz, A., Carmona, D.M., Acosta, J.A., Martínez-Martínez, S. and de Vreng, A. 2013. Carbon mineralization, microbial activity and metal dynamics in tailing ponds amended with pig slurry and marble waste. *Chemosphere*, 90(10): 2600-2613.
- Zota, A.R., Schaidler, L.A., Ettinger, A.S., Wright, R.O., Shine, J.P. and Spengler, J.D. 2011. Metal sources and exposures in the homes of young children living near a mining-impacted Superfund site. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 21: 495-505.

**ANEXO: CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA  
REHABILITACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O  
ABANDONADAS**

## ÍNDICE DE FICHAS

	<u>Pag.</u>
CONFORMACIÓN DE LA SUPERFICIE	483
ESTRUCTURAS DE CONTENCIÓN O SOSTENIMIENTO	490
CANALES DE GUARDA	496
PLANTACIONES DE DEFENSA O PROTECCIÓN	501
SISTEMAS DE RETENCIÓN DE SEDIMENTOS	506
TRATAMIENTOS PASIVOS DE AGUAS DE MINA	514
BARRERAS REACTIVAS PERMEABLES	526
COBERTURAS SECAS	529
SUSTITUTOS DE SUELO	542
CANALES DE CONTORNO EN PENDIENTE	552
BARRERAS DE SEDIMENTOS	558
CORRECCIÓN DEL pH	563
ENMIENDAS ORGÁNICAS	569
ACOLCHADO	580
REDES Y MANTAS ORGÁNICAS	584
SIEMBRAS	588
HIDROSIEMBRA E HIDROMULCHING	598
PLANTACIONES	602
OBRAS DE BIOINGENIERÍA DEL SUELO	611



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### CONFORMACIÓN DE LA SUPERFICIE

#### DESCRIPCIÓN:

La conformación de la superficie de una instalación de residuos abandonada comprende operaciones realizadas con maquinaria de movimiento de tierras para la remodelación topográfica y el ineludible descompactado de las superficies que han sido sometidas a remodelación. Cuando no es posible un relleno de huecos, la mayoría de manuales sobre rehabilitación aplicada a minería activa a cielo abierto consideran que la remodelación topográfica de los depósitos de residuos mineros debe imitar las formas naturales del terreno circundante, lo que redundará en mayor estabilidad, simplifica el proceso de rehabilitación y facilita la integración paisajística. Esto no es sencillo, pero es posible siempre y cuando se invierta un esfuerzo apropiado de planificación de los movimientos de estériles durante el desarrollo del proyecto de explotación minera. Una planificación bien hecha, además de contemplar el posible uso de paquetes informáticos para el diseño de la topografía final en conjunción con la hidrología superficial, puede tener en consideración aspectos tales como la orientación de las pendientes. Así, por ejemplo, si se asume que se requiere una mayor retención de humedad en las laderas de exposición del sur, esto se puede lograr mediante ángulos de pendiente más planos y una superficie de recuperación final más rugosa. Por el contrario, la mayoría de las instalaciones abandonadas que presentan riesgos elevados para el medio ambiente y la población se construyeron sin considerar estos aspectos, mirando sólo la economía, y han quedado como estructuras, muchas veces aisladas, de pendiente excesiva, situadas en condiciones que dificultan la remodelación, especialmente cuando la topografía del terreno natural es poco favorable. Las escombreras suelen tener una morfología que consiste en plataformas relativamente llanas, desde donde se realizó el vertido libre de los escombros y taludes de pendiente fuerte, dependiendo del ángulo de fricción de los materiales y de la topografía original del lugar donde se asientan. Los taludes de escombreras formados por vertido libre suelen tener pendientes que oscilan entre los 35° y los 40°. Estas pendientes son altamente sensibles a la erosión hídrica, más cuanto mayor es la longitud de pendiente, y son también de difícil colonización por la vegetación, incluso en materiales de baja toxicidad. Por otro lado, la inclinación en presas abandonadas de residuos de flotación puede ser incluso mayor, siendo además mucho más susceptibles a la erosión eólica. Otro aspecto importante desde el punto de vista de los riesgos asociados a la estabilidad de las instalaciones es la altura de los taludes. Por tanto, en la mayoría de los casos, y siempre que sea factible desde el punto de vista de la maniobrabilidad y accesibilidad, es importante planificar operaciones de remodelado de los taludes.

Ya en la primera versión del manual de restauración del IGME (ITGE, 1989), para garantizar las condiciones de estabilidad, se recomendaba reducir las pendientes de las instalaciones de residuos hasta alcanzar taludes generales (incluyendo bermas) de unos 26° (≈47%) en llanura y 22° (40%) en ladera. Sin embargo, estas pendientes son todavía limitantes desde el punto de vista de la ejecución de operaciones de preparación de la superficie para la estabilización con vegetación. El USBLM (1992) recomendaba, con criterio más conservador, que las pendientes finales de escombreras de minería metálica no deben superar un ángulo de unos 18° (32%). Obviamente, las plataformas superiores de escombreras o los vasos de las presas mineras, no ofrecen problemas para la ejecución de labores de rehabilitación, puesto que entre 0° y algo menos de 9° (de 0 a 15%) todas las operaciones de tratamiento superficial que pudieran plantearse se pueden mecanizar siguiendo curvas de nivel con tractor agrícola convencional. Con valores de pendiente situados aproximadamente entre 9° y 19° (aproximadamente entre 15 y 35%) se puede actuar siguiendo las curvas de nivel, empleando ya tractores de cadenas. Sin embargo, con valores de pendiente entre 19° y

**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS**

28° (aproximadamente entre 35 y 55%) se puede trabajar en curva de nivel empleando un equipo muy especial (tractor todoterreno de alta estabilidad, TTAE), el cual posee ejes de ruedas independientes y se suele emplear sobre suelo desnudo o desbrozado con una reja de subsolador. Por encima de esos valores, sólo se pueden mecanizar las labores superficiales en línea de máxima pendiente, habitualmente con retroexcavadoras (Serrada Hierro, 2008). En minería se ha llegado a descompactar con ripper, siguiendo curvas de nivel en pendientes de 21° (por ejemplo, en Utrillas, Teruel). Esto es algo superior a lo que suele admitirse como aceptable en labores forestales (19°), desde el punto de vista de la seguridad frente al vuelco, pero es factible, sobre todo teniendo en cuenta que se trata de superficies regulares, sin afloramientos rocosos ni raíces o tocones. Por otro lado, los revestimientos sintéticos no pueden construirse en pendientes pronunciadas, por lo que, idealmente, no se debe superar una inclinación de 18-19° (33%) en pendientes cortas y 11-12° (≈20%) en pendientes de mayor longitud, empleando geomembranas texturizadas. Con pendientes de 26-27° (≈50%) son imprescindibles las geomallas de refuerzo. Desde el punto de vista de las posibilidades de establecimiento y permanencia de la vegetación, con pendientes de hasta 7° (≈12%) sería posible el cultivo agrícola normal, aplicando buenas prácticas de cultivo. En cuanto a la implantación de vegetación, un grado de pendiente de 17° (31%) se suele considerar el máximo admisible en pastizales con buen estado vegetativo. Por encima de ese valor la opción que mejor garantiza la correcta protección del suelo ante la erosión hídrica es una cubierta vegetal lignificada, de matorral denso, que cubra totalmente el suelo. Sin embargo, las tareas de implantación de vegetación pueden ser ya bastante complicadas. Por último, se suele aceptar que los terrenos con pendiente superior a 25° (≈47%) son altamente limitantes para llevar a cabo una repoblación forestal convencional, así como para la aplicación de la mayoría de las medidas superficiales de conservación de suelos. En pendientes que alcanzan ya valores del 60-70% (≈30-35°), puede resultar complicado fijar semillas al terreno incluso con hidrosiembra y se considera que la implantación de vegetación no puede realizarse de forma segura sin técnicas de refuerzo (bioingeniería).

Cuando la topografía del terreno en el que se apoya la instalación sea llana o suave, existen muy pocos impedimentos para remodelarla (véase imagen más adelante), salvo que las características de los terrenos aledaños lo desaconsejen (infraestructuras, riberas, ecosistemas valiosos, etc.), o existan impedimentos relacionados con la propiedad de los terrenos. Idealmente, la remodelación de la estructura debería reconvertir el escarpe superior del talud en una superficie de poca pendiente, pero con drenaje positivo hacia el talud o taludes, de modo que se minimice la acumulación de agua y la infiltración. La mayoría de las veces esto implica rebajar la coronación del talud (descabezado), retirando materiales hacia atrás, lo cual es positivo desde el punto de vista de la estabilidad. Aumentar la rugosidad de esta superficie de poca pendiente será sencillo, descompactando la superficie final creada, tanto si se realiza sobre los residuos, o sobre las capas de suelos seleccionados con las que se recubran posteriormente. Muchas veces, esta operación de descabezado, será lo único factible. En cuanto al talud propiamente dicho, se puede remodelar para suavizar la pendiente o para incorporar bermas. Si se decide suavizar el talud, la mejor opción es remodelarlo para formar una pendiente compleja (las pendientes complejas son las más comunes encontradas en la naturaleza): convexa en la parte superior, recta en la intermedia y cóncava en la inferior, con pendiente cada vez menor, lo que promoverá la deposición de sedimentos en las proximidades de la instalación, reduciendo así la contribución de sedimentos a posibles drenajes receptores. Además debe intentarse que las líneas de flujo se separen cuanto más cerca de la base (Toy *et al.*, 1987). Lo ideal es que los tramos convexo y recto no superen 18-19°, para que se pueda dar una labor transversal de subsolado o se puedan adoptar otras medidas transversales de control de la erosión. Por supuesto, esto es lo ideal y, la mayoría de las veces, no será posible. Otra posibilidad de facilitar la

**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS**

remodelación topográfica es combinar movimientos de tierra someros en los residuos con aportes de materiales de regularización previos al aporte de capas de suelos seleccionados, o la creación de estructuras de contención o paramentos adosados a la base de los taludes, pensados para favorecer la estabilidad (ver imagen más adelante). De hecho, los diques de presas mineras construidos con los propios residuos de flotación, no deberían remodelarse nunca mediante reperfilado, siendo sólo admisible en diques anchos con nivel freático muy alejado del paramento externo, o no sin antes crear una estructura de contención en la base, admitiendo generalmente sólo un descabezado. Cualquier planteamiento de modificación de la topografía debe coordinarse de forma precisa con las actuaciones encaminadas a crear canales de drenaje superficial. En particular, siempre que una determinada combinación de longitud, grado de pendiente y tamaño de superficie receptora pueda generar un flujo concentrado, este deberá controlarse y protegerse. También hay que tener en cuenta que cualquier modificación del grado de pendiente puede llevar aparejado un incremento de la longitud de la misma. Como explican Israelsen & Israelsen (1982), mediante el análisis del factor LS de la USLE (*Universal Soil Loss Equation*) este efecto es mejor que el de aumentar el grado de pendiente a costa de reducir la longitud, a pesar de que aumenta la superficie. No obstante, como se ha dicho, siempre se puede reducir la longitud de la pendiente remodelada intercalando estructuras transversales (caballones, canales, etc.). Evidentemente, cuando se vayan a aportar materiales seleccionados sobre los residuos remodelados habrá que aplicar las medidas de control de la erosión sobre los primeros, una vez conformados.

Todas las operaciones de remodelado, aporte de materiales en la base, o cubrición con materiales seleccionados de los taludes sólo pueden realizarse con maquinaria de movimiento de tierras. Idealmente, la maquinaria a emplear para estos movimientos debe ser pequeña y de cadenas, para reducir la compactación. Según Lyle (1987), una vez finalizadas las tareas de remodelación topográfica, o las de extendido de estériles seleccionados o suelo, suele ser imprescindible realizar labores sobre la superficie final, pues la compactación es uno de los precios que se deben pagar para obtener una topografía más favorable. El crecimiento radicular se ve frenado con densidades aparentes de 1,4-1,5 g/cm<sup>3</sup> en suelos de textura fina y de 1,6-1,7 g/cm<sup>3</sup> en los suelos de textura gruesa (Lyle, 1987). Por ello, se debe considerar que cualquier operación de movimiento de tierras cuyo resultado sea una superficie final destinada a sostener vegetación debe complementarse con labores de descompactado con ripper o subsolador, preferiblemente tirados por tractores de cadenas, dando dos pasadas cruzadas donde sea posible, o dando una pasada con una reja a gran profundidad, seguida de otra con tres rejas a menor profundidad. Es decir, la conformación de la superficie de las instalaciones en proyectos de rehabilitación debe incorporar ineludiblemente las labores de descompactado. Otra fórmula válida, especialmente en superficies pequeñas, es la creación de microcuencas con retroexcavadora. Consiste en la apertura de hoyos mediante retroexcavadora, clavando más o menos aleatoriamente el cazo hasta 45 o 60 cm y soltando la tierra extraída desde una altura pequeña, repitiendo la operación hasta obtener una alta densidad por unidad de superficie. Lo que se busca es aumentar la rugosidad del terreno al máximo, para reducir la erosión. Se puede realizar después de haber esparcido enmiendas, paja heno o un material similar en la superficie y justo antes de realizar plantaciones, con lo que se podría economizar. Puede ser recomendable hasta pendientes fuertes, aunque también es útil en climas áridos y pendientes suaves. Si se aplica hasta una profundidad ligeramente superior a la del contacto entre una capa de suelo seleccionado, vertido sobre estéril minero, y la superficie enterrada de éste último, se producirá una mezcla, que puede no ser conveniente. En pendientes muy fuertes, la única posibilidad de descompactar es emplear tractores de cadenas con ripper, trabajando en dirección de la máxima pendiente de forma discontinua, para minimizar la posibilidad de generar cárcavas en los surcos formados.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

En relación con el descabezamiento de la parte superior de diques de presas mineras, existe un aspecto de carácter geoquímico que puede tener mucha importancia, aunque no suele mencionarse en la bibliografía. Afecta, o puede afectar, a instalaciones de residuos de flotación piríticos en los que ya existen capas oxidadas, cuya capacidad de generación de acidez se ha extinguido, sobre otras con potencial de generación de acidez importante. Como es sabido, en función de la distancia a los puntos de descarga de los lodos de flotación existe una gradación de material más grueso en las proximidades de dichos puntos, que es donde también se depositan la mayoría de los sulfuros, debido a su densidad superior a la de los silicatos. Con el tiempo, se forma un frente de oxidación y una zonificación geoquímica. Estos procesos han sido bastante reconocidos, aunque pocas veces descritos (p. ej.: Robertson, 1994; Sidenko *et al.*, 2007; Arranz González y Cala Rivero, 2017). Las zonas más arenosas y ricas en pirita se depositaron habitualmente cerca de los diques. En ellas, la oxidación ha dado lugar a que se formen frentes de oxidación más profundos que en las zonas más alejadas. Por esto, las capas no oxidadas, que no conviene que afloren en superficie por su mayor potencial de generación de acidez, están en las proximidades de los diques a mayor profundidad. Esto puede permitir extraer mayores cantidades de material para remodelar cerca de los diques (o de las zonas de vertido) que en posiciones distales (ver imagen más adelante). No obstante, es importante conocer el límite de ese frente de oxidación, por lo que, en este tipo de instalaciones acidificadas superficialmente y ricas en pirita en profundidad, convendrá tener una cartografía del frente de oxidación antes de plantear cualquier movimiento de tierras sobre los residuos.

### EFFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Aumento de la estabilidad general de los taludes. Reducción de la emisión de sedimentos y elementos metálicos asociados a la erosión hídrica y eólica. Indirectamente, en la medida en que facilite la implantación de una cubierta vegetal, reducción de la generación de efluentes contaminantes y sedimentos.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Estructuras de contención. Aportes de capas de regularización y suelos seleccionados. Obras de bioingeniería. Medidas para el control de la erosión. Implantación de vegetación.

### REFERENCIAS

Arranz-González, J.C., and Cala-Rivero, V. 2017. Grain sorting effects on geochemical characteristics of sulfide mine tailings: a case study. *Journal of Degraded and Mining Lands Management*, 4(3): 767-780. DOI:10.15243/jdmlm.2017.043.767.

Bradshaw, A.D., and Chadwick, M.J. 1980. *The Restoration of Land. The ecology and reclamation of derelict and degraded land*. Blackwell Scientific Publications. Oxford.

IGME (ITGE). 1989. *Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería*. Serie Ingeniería Geoambiental. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.

Israelsen, C.E., and Israelsen, E.K. 1982. Controlling Erosion on Surface Mining Sites. *1982 Symposium of Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*. Lexington, Kentucky.





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Lyle Jr., E. S. 1987. *Surface Mine Reclamation Manual*. Elsevier Science Publishing Co., Inc. New York.

Serrada Hierro, R. 2008. *La preparación del suelo en la repoblación forestal*. Máster en Restauración de Ecosistemas. MÓDULO 9: REVEGETACIÓN. Alcalá de Henares. Inédito.

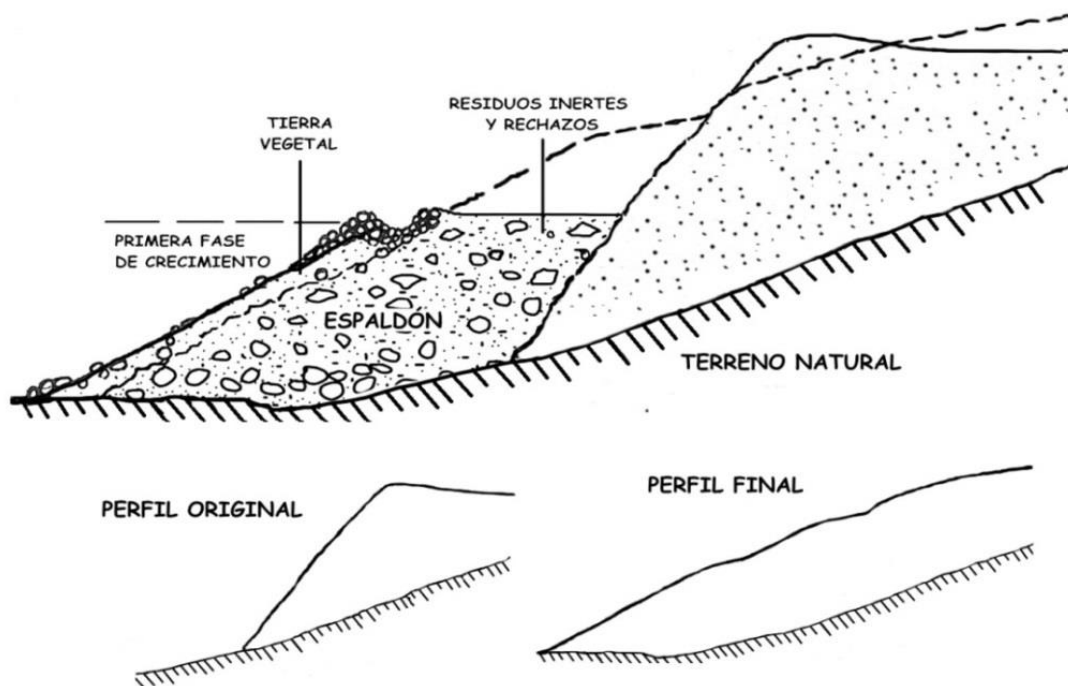
Robertson, W.D. 1994. The physical hydrogeology of mill-tailings impoundments. In: Jambor, J.L., and Blowes, D.W. (eds.). *Short course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*. Mineralogical Association of Canada, 22: 1- 17.

Sidenko, N.V., Khozhina, E.I., Sherriff, B.L. 2007. The cycling of Ni, Zn, Cu in the system "mine tailings ground water-plants": A case study. *Applied Geochemistry*, 22:30-52.

Toy, T.J., Watson, C.C., Gregory, D.I., and Parsons, S.C. 1987. Geomorphic principles, stability and reclamation. *Biennial Symposium on Mining and Reclamation on the Great Plains, and The National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation*. Billings, Montana.

USBLM (U. S. Bureau of Land Management). 1992. *Solid Minerals Reclamation Handbook*. BLM Manual Handbook H-3042-1. U.S. Government Printing Office. Washington, D.C.

## IMÁGENES



Esquema básico donde se muestra la combinación de la construcción de un paramento adosado al pie del dique de una presa y labores de remodelado en la cabecera del mismo.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Esquema básico en el que se muestra una posible secuencia de operaciones para el remodelado de una escombrera sobre terreno llano (modificado de IGME, 1989 y Bradshaw & Chadwick, 1980).





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Imagen que muestra dos calicatas en la Represa III (Minas de Río Tinto). La inferior es una imagen modificada de <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html> (©Instituto Geográfico Nacional). El perfil izquierdo, más alejado del dique, muestra materiales muy generadores de acidez (azulados) por debajo de 28 cm de materiales oxidados, ácidos, sin potencial de generación de acidez. El perfil derecho, próximo al dique muestra un espesor de más de 95 cm de materiales oxidados, ácidos, sin potencial de generación de acidez.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### ESTRUCTURAS DE CONTENCIÓN O SOSTENIMIENTO

#### DESCRIPCIÓN:

Con objeto de aumentar la estabilidad de taludes muy inclinados, puede ser interesante la creación de estructuras de contención o sostenimiento, tales como muros o espaldones. Los muros persiguen reducir el momento de las fuerzas desestabilizadoras y mejorar el coeficiente de seguridad. Lo corriente es que se proyecten en combinación con la remodelación de la morfología, especialmente en aquellos casos en los que existe cierta necesidad de respetar límites, por ejemplo con caminos o cauces. Estas estructuras permiten también, en combinación con otras medidas, limitar la emisión de sedimentos más allá de los mismos.

Cuando la envergadura del talud sea poco importante, y se disponga de materiales pétreos de tamaño grande en las cercanías (residuos mineros rocosos e inertes), se puede proporcionar una mejora económica de la estabilidad construyendo un tacón al pie del talud, con un relleno de tierras en su trasdós, de manera que el relleno ascienda apoyado sobre parte del talud original.

Los muros se pueden clasificar en tres grupos (Jiménez Salas *et al.*, 1976):

- Muros de sostenimiento: se construyen separados del terreno que se quiere estabilizar y se rellena posteriormente el espacio de separación (trasdós) con un material seleccionado.
- Muros de contención: requieren la excavación del talud previa a la construcción del muro, lo que a su vez puede requerir un apuntalamiento provisional del mismo.
- Muros de revestimiento: su misión es esencialmente proteger el terreno de la erosión y meteorización además de proporcionar un peso estabilizador.

El proyecto de un muro debe basarse en un reconocimiento exhaustivo del talud al que se quiere dar estabilidad, particularmente los aspectos geotécnicos e hidrogeológicos. El cálculo de un muro es un procedimiento iterativo en el que se consideran las siguientes acciones: el peso propio del muro de contención, el empuje y peso del material a contener o sostener, considerando la posición del nivel freático, los empujes debidos al agua, y los efectos sísmicos. Los cálculos se efectúan para estados límite, teniendo en cuenta los empujes pasivo y activo. Sólo si el muro se proyecta para sufrir desplazamientos muy pequeños, es admisible el cálculo para soportar el empuje pasivo. Los métodos de cálculo más empleados se basan en las teorías de Coulomb o Rankine, las cuales hacen depender los empujes del ángulo de rozamiento interno y de la cohesión del material a contener, o del relleno. Las comprobaciones de la estabilidad de un muro deben considerar las situaciones peores en los estados límite correspondientes a estabilidad global, hundimiento, deslizamiento, vuelco y capacidad estructural.

La resistencia del terreno que forma el cimientado es muy importante, así como lo es también el carácter del relleno. Es recomendable que la profundidad de cimentación no sea inferior a 1 m. El material de cimientado del muro debe proporcionar la suficiente capacidad portante, así como una adecuada resistencia al deslizamiento en la superficie de contacto con la base del muro. En los muros de sostenimiento, el relleno ha de ser cuidadosamente elegido, primando la alta permeabilidad de dichos materiales. El drenaje adecuado siempre es importante, ya que mejora la estabilidad de todos los rellenos, y es esencial cuando el talud a estabilizar contenga capas conductoras de agua. Para la selección de los materiales de relleno se pueden seguir las correspondientes indicaciones del artículo 421 de la ORDEN FOM/1382/2002 (BOE 139,



**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE  
PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN  
DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS  
CERRADAS O ABANDONADAS**

de 11 de junio de 2002).

Desde el punto de vista estructural, los muros pueden ser: de gravedad, de gravedad aligerados, de contrafuertes, en L o en ménsula, con contrafuertes o sin ellos. Lo más corriente en el caso de instalaciones de residuos abandonadas, es emplear muros de gravedad. Este tipo de muros consiguen equilibrar los empujes gracias a su peso.

Sólo en ciertos casos, con taludes de baja altura y pensando más bien en una delimitación y protección frente a la emisión de sedimentos, se pueden construir muros de sillería o mampostería. Incluso en casos de muros de poca altura asociados a proyectos de rehabilitación de instalaciones de residuos mineros, puede resultar más económico la construcción de muros de escollera (ver imagen más adelante). En proyectos de obra civil, es habitual que los muros de gravedad se construyan de hormigón en masa. Este tipo de muros debe incorporar elementos de drenaje a través del muro (tubos o mechinales), minimizando de este modo la presión hidrostática en el trasdós. Los muros de hormigón pueden aligerarse introduciendo armaduras (muros de semigravedad), hasta llegar a muros conceptualmente diseñados con hormigón armado: muros en L, con contrafuertes, etc. Hay que tener en cuenta la posibilidad de que las aguas que fluyan desde el terreno a estabilizar hacia el muro sean agresivas, en cuyo caso la selección del tipo de hormigón es otro aspecto decisivo. Otra opción es emplear materiales constructivos del muro que garanticen el paso de agua a su través, tales como los gaviones o la escollera.

Los muros de gaviones se construyen superponiendo jaulas generalmente de alambre galvanizado rellenas de rocas de pequeño tamaño. Las mallas empleadas son normalmente formadas con alambre en celdas hexagonales con uniones de triple torsión. Los muros de gaviones pueden ser de gran interés debido a su flexibilidad, admitiendo deformaciones importantes sin detrimento de su resistencia. Además, hay que resaltar el hecho de que para el relleno de las jaulas pueden emplearse rocas partidas, que podrían ser abundantes en entornos de minería abandonada (material procedente de escombreras). Interesará que las rocas a emplear tengan la mayor dureza, peso específico, y resistencia a la meteorización posibles. Sobre su integración en el medio ambiente existen opiniones contradictorias, si bien, existe la posibilidad de incorporar vegetación a los muros de gaviones. Existe una modalidad que consiste en rellenar los gaviones con una combinación de piedras y tierra, de modo que es posible aumentar las posibilidades de arraigo de estaquillas, o la intercalación de estas entre los sucesivos gaviones. Idealmente, esta vegetación debe enraizar en los propios gaviones, en el relleno del trasdós y en el material a estabilizar. El problema que plantean los muros de gaviones es la vida útil, la cual depende por completo del deterioro de las jaulas. En el mejor de los casos rondará los 30 años, por lo que si se piensa en una actuación de rehabilitación de muy larga duración, será necesario introducir medidas complementarias como la implantación de vegetación resistente cuyo desarrollo sea suficientemente grande a lo largo del periodo de deterioro de los gaviones.

Otro tipo de muros de elevada permeabilidad son los contruidos mediante escollera colocada. Consisten en bloques pétreos, obtenidos normalmente por voladura con caras rugosas. La colocación de cada bloque debe realizarse de forma individual, intentando conseguir el mayor encajamiento posible y el menor número de huecos. Si están bien colocados, se obtiene un muro de elevado peso específico aparente. El muro debe estar cimentado en un material de buenas características, dotado de cierta contrapendiente. Es recomendable que los bloques incluidos dentro del espacio de cimentación sean hormigonados. La ejecución durante el proceso constructivo es vital para conseguir un muro de las mejores características resistentes. Este tipo de muros son también de elevada flexibilidad. Suelen considerarse bastante



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

aceptables desde el punto de vista del efecto que producen sobre el paisaje, y permiten, hasta cierto punto, tratamientos de incorporación de vegetación mediante estaquillas en los intersticios de las piedras. Este tipo de material posee un elevado ángulo de rozamiento interno, que permite taludes de mucha pendiente. Es importante intentar incorporar un material de transición granulométrica desde la escollera al material del talud, incluso en muros de contención. En principio, pueden ser rocas adecuadas para muros de escollera las rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas resistentes, compactas y sin alteración apreciable. Deben ser estables frente a la acción de los agentes externos y, en particular, frente al agua. En relación con la construcción de muros de escollera existe una guía expresamente redactada (Ministerio de Fomento, 2006), que puede facilitar su diseño, cálculo, selección de materiales y control constructivo. Un muro de escollera bien construido, con materiales de las mejores características, puede tener una vida útil teórica de siglos, lo que convierte a estos muros en una opción de enorme interés para proyectos de rehabilitación de instalaciones de residuos abandonadas. Una variante que vendría a ser como una combinación de muros de revestimiento y contención son los espaldones de escollera, los cuales sí han sido recomendados ocasionalmente en proyectos de estabilización de residuos mineros (ver imagen).

### EFFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Mejora de la estabilidad global. Sujeción de rellenos o coberturas que se apoyan sobre los residuos. Reducción de la emisión de sedimentos por erosión hídrica.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Remodelado del terreno. Drenaje a través del muro, o canales de derivación en el trasdós. Intercalación de vegetación (en muros permeables). Introducción de vegetación.

### REFERENCIAS

IGME (ITGE). 1989. *Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería*. Serie Ingeniería Geoambiental. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.

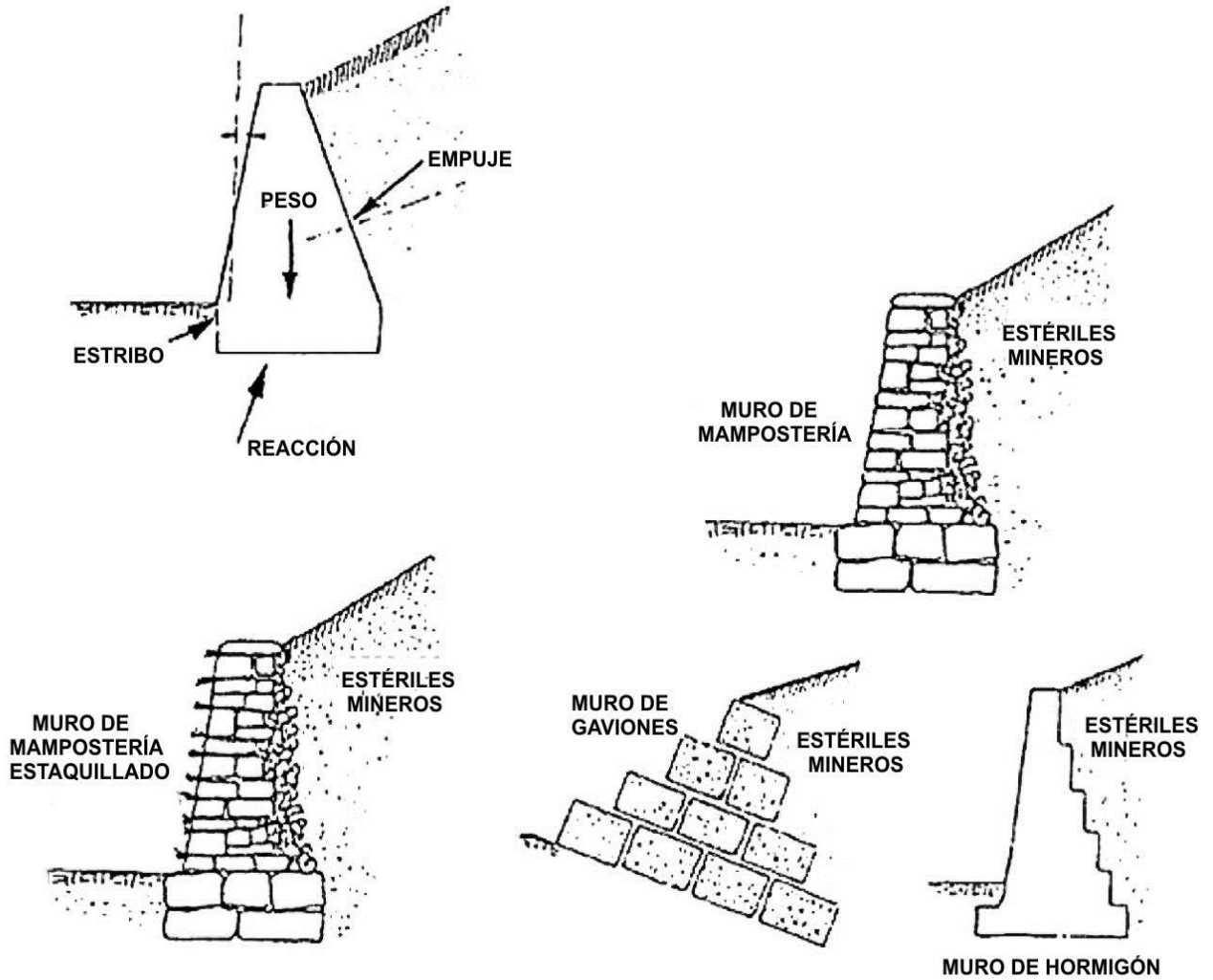
Jiménez Salas, J.A., Justo Alpañes, J.L. de, Serrano González, A.A. 1976. *Geotecnia y cimientos. Tomo II*. Ed. Rueda. Madrid.

Ministerio de Fomento. 2006. *Guía para el proyecto y la ejecución de muros de escollera en obras de carretera*. Ministerio de Fomento, Dirección General de carreteras. Serie Normativas. Madrid.



# CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

## IMÁGENES



Detalle de tipos de muros de contención (modificado de IGME, 1989).





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Pequeño muro de escollera que sostiene tierras aportadas sobre una presa minera en la zona de Bailén (Jaén).

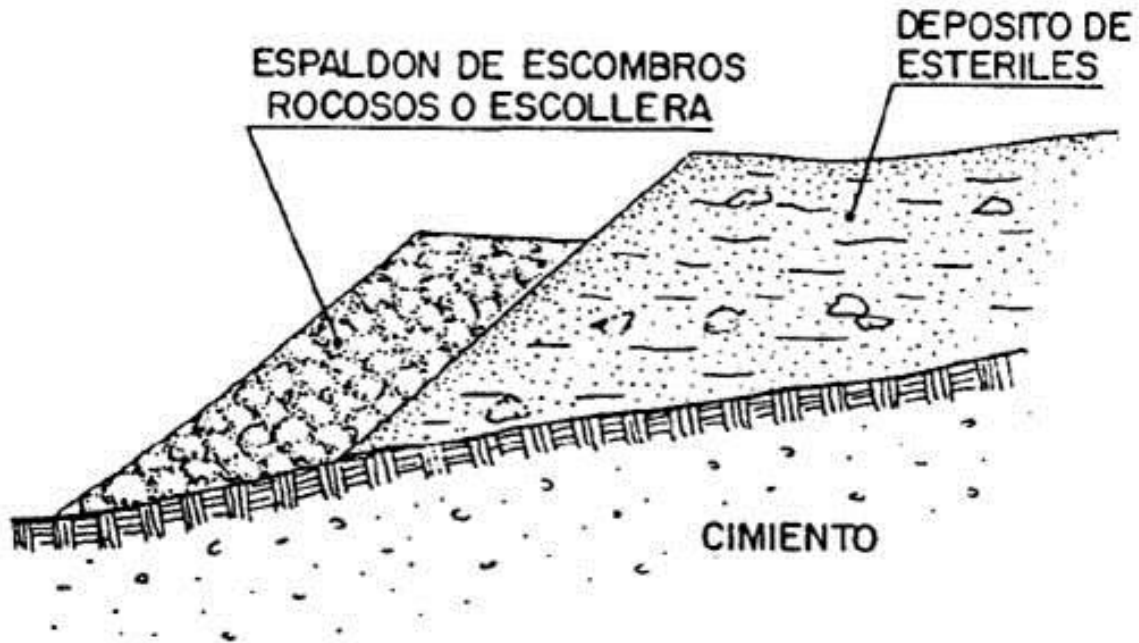


Muro de escollera que sostiene residuos de construcción y demolición en las instalaciones de RESBUR (Burgos).





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Estabilización de taludes de depósitos de residuos mineros mediante espaldones de materiales rocosos.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBABDA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### CANALES DE GUARDA

#### DESCRIPCIÓN:

Los canales de guarda (tal y como suelen denominarse en el ámbito minero) son aquellos canales diseñados y calculados para impedir la llegada de escorrentía superficial desde terrenos aledaños a la instalación de residuos mineros, o para el desvío de cauces cuando la instalación se sitúa en un valle. Su objetivo, por tanto, es interceptar esta escorrentía y conducirla hasta la red natural de drenaje en un punto en el que ya no represente un problema para la instalación. Con ello se contribuye a la reducción de la generación de lixiviados por infiltración de agua a través de la masa de residuos, se reduce la posibilidad de erosión hídrica, y se mejora la estabilidad estructural siempre que se reduzca la acumulación interna de agua. Desde el punto de vista de la reducción de riesgos, la instalación de canales de guarda puede ser una de las decisiones más importantes, especialmente en el caso de presas mineras en ladera o valle.

Como es sabido, las obras de control de la escorrentía se diseñan para una determinada vida útil, dependiendo de la función que debe cumplir la obra. Idealmente un canal de guarda de una instalación de residuos mineros debería ser para siempre. Sin embargo, eso no es posible y debe preestablecerse un determinado periodo de retorno de diseño. En relación con las estructuras mineras de alto riesgo, cada vez más se aboga por la elección de periodos de retorno de hasta 1000 años, lo que normalmente debería garantizar el mantenimiento de la integridad del canal a lo largo de mil años, aunque la probabilidad de que se produzca una avenida correspondiente a este periodo de retorno es de aproximadamente 63% durante la duración completa de dicho periodo. Otra alternativa es emplear para el diseño la máxima precipitación probable para eventos de lluvias de una determinada duración en la zona donde este situada la estructura, si bien esta sólo puede ser fijada con estudios específicos y mucha experiencia. Estos importantes aspectos deberían ser discutidos ampliamente, antes de fijar las premisas de diseño para un determinado proyecto de rehabilitación concreto o para un programa sistemático de rehabilitación de instalaciones de residuos abandonadas de alto riesgo. No obstante, la consideración de los elementos en riesgo debe servir para fijar en cada caso el periodo de retorno, sin que suene tan descabellado el empleo de un periodo de retorno de 1000 años en algún caso, a pesar de las incertidumbres propias de la extrapolación hecha a partir de series limitadas de datos. De cualquier modo, se puede recomendar que, para los canales de guarda, el periodo de retorno sea como mínimo de 200 años.

El parámetro básico para diseñar un canal es, lógicamente, el caudal de diseño. Dicho caudal se ha calculado habitualmente en nuestro país mediante el método racional. El método racional permite un cálculo bastante confiable de los valores de escorrentía máxima en lugares donde no existen estaciones pluviométricas cercanas o los registros están limitados en el tiempo. El método racional ha sido adaptado en sucesivas ocasiones (MOPTMA, 1978; Instrucción de carreteras 5.2-IC "Drenaje superficial", 1990, 2016), empleándose en toda clase de proyectos de diseño de canalizaciones además de los asociados al drenaje de carreteras. El caudal de diseño en la versión más reciente se obtiene mediante la fórmula:

$$Q_T = \frac{I(T, t_c) \cdot C \cdot A \cdot K_i}{3,6}$$

Dónde:

- $Q_T$  ( $m^3/s$ ) es el caudal máximo anual correspondiente al período de retorno  $T$ , en el punto de desagüe de la cuenca vertiente considerada.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

- $I (T, t_c)$  (mm/h) es la intensidad de precipitación correspondiente al período de retorno considerado  $T$ , para una duración de la fase fundamental del aguacero igual al tiempo de concentración  $t_c$  de la cuenca o superficie considerada.

- $C$  (adimensional), es el coeficiente medio de escorrentía de la cuenca o superficie considerada.

- $A$  (km<sup>2</sup>) es el área de la cuenca o superficie considerada.

- $K_t$  (adimensional) es el coeficiente de uniformidad en la distribución temporal de la precipitación.

El método de cálculo descrito en la última de las citadas normas puede ser adecuado y recomendable para la obtención de los caudales de diseño necesarios para dimensionar canales de guarda o desvíos de arroyos situados en las inmediaciones de depósitos abandonados de residuos mineros.

Un aspecto importante del cálculo de caudales asociados a una determinada superficie es la capacidad de generación de escorrentía de la misma, la cual depende de los distintos tipos de suelos presentes y de sus condiciones de humedad, de la cobertura de los mismos y de la existencia de prácticas de conservación. Para estimar la escorrentía en pequeñas cuencas ha sido muy empleado el método conocido como del número de curva del Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos. En España, ha sido muy empleada una variación de este método que hace uso del concepto de umbral de escorrentía. Es interesante destacar que la reciente norma, anteriormente citada, introduce una adaptación para la asignación del umbral de escorrentía, haciendo uso de tablas en las que se asignan valores a dicho parámetro según las diversas clases de coberturas de suelo del proyecto CORINE *Land Cover*, recogiendo de este modo la propuesta de Ferrer Juliá *et al.* (2006).

Otros aspectos fundamentales a abordar en el diseño hidráulico del canal son los relativos a la sección y forma geométrica en sentido perpendicular al flujo, y la definición de la naturaleza de los materiales de las paredes y lecho. La forma condiciona el flujo del agua y es parte importante del diseño hidráulico. En principio, parece razonable dimensionar el canal de modo que tenga la máxima capacidad de descarga, es decir, con el máximo radio hidráulico. Los canales semicirculares son los que necesitan menores dimensiones para un determinado caudal. Sin embargo, esta geometría es difícil de construir, por lo que suelen adoptarse perfiles trapezoidales o rectangulares (ver imágenes más adelante). En estos casos, la sección de máxima eficacia puede requerir profundidades de excavación relativamente importantes, por lo que al final será el costo lo que determinará las dimensiones del canal, dentro de la gama de posibilidades que cumple los requisitos de evacuación del caudal de diseño. En relación con esto último, no hay que olvidar que es imprescindible contemplar un resguardo para evitar posibles desbordamientos por pérdidas de carga localizadas, sobreelevación en curvas o la acumulación puntual de sedimentos.

En cuanto a la naturaleza del lecho y márgenes, interesará en general que sean excavados en terreno firme. Cuando esto no sea posible en toda la extensión de la excavación necesaria, interesará que estén recubiertos de materiales de gran resistencia a la erosión y alta durabilidad. Como es sabido, en función de las características de esos materiales se ha de definir la velocidad máxima admisible de circulación que garantiza, por un lado, la no existencia de problemas de erosión y, por otro, evita la deposición de sedimentos. La velocidad mínima aconsejable es 0,25 m/s. Si se decide previamente el tipo de material a emplear como revestimiento del canal, y con él la velocidad máxima admisible, es posible ya dimensionar el canal, conociendo el caudal de diseño que debe ser interceptado y conducido. Otras veces, será conveniente tantear entre diferentes opciones de geometría del canal, dimensiones y materiales de revestimiento disponibles hasta decidir la mejor opción. En proyectos mineros, los tipos de revestimientos



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBABILIDAD EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

que más se utilizan son: la hierba, la grava, la escollera y el hormigón. Sin embargo, pensando en la larga duración y en reducir al mínimo las necesidades de mantenimiento, es deseable emplear los materiales de mayor resistencia. En aquellas instalaciones mineras en las que sea previsible el aporte de sulfatos con el agua o su existencia en el terreno, el hormigón deberá ser resistente a los mismos. En cualquier caso, con valores de pH de 5,5 o inferiores y contenidos en sulfatos solubles de más de 7000 ppm, la posibilidad de corrosión del cemento es muy elevada.

El empedrado o revestimiento de escollera es uno de los tipos de revestimiento más interesante en este tipo de obras, existiendo muchas veces posibilidades de encontrar materiales aptos en escombreras presentes en las zonas mineras. Un revestimiento de este tipo consiste en una capa de elementos pétreos cuya estabilidad ante el flujo depende del peso propio de los materiales y la imbricación de los mismos. Sus principales ventajas son la flexibilidad, la permeabilidad, la posibilidad de cierto crecimiento de vegetación en los márgenes, la versatilidad para adaptarse a diferentes condiciones de flujo, y la facilidad de colocación por medios mecánicos. El nivel de protección que proporciona este tipo de revestimiento depende de la correcta selección de los materiales, su gradación, el espesor aplicado y el diseño de un material de filtro subyacente. Existe un manual (USD, 1982) que contempla expresamente el diseño de canales de derivación construidos con escollera o empedrados para ámbitos mineros, dando indicaciones para su construcción en pendientes fuertes. Para el diseño de este tipo de revestimientos también es interesante la consulta del manual publicado por USACE (1994). Conviene apuntar que los cálculos de protecciones de escollera en lechos con pendientes muy fuertes dan como resultado, generalmente, tamaños muy grandes de piedra. Por ello, la escollera trabada con mortero de cemento (*grouted riprap*) se usa a menudo como alternativa a la piedra suelta en tramos donde la pendiente aumenta.

La necesidad de salvar diferencias de cota importantes en el trazado de canales de guarda lleva a considerar otro aspecto fundamental del diseño de este tipo de obras, referente a la incorporación de elementos de disipación de energía: bajantes escalonadas, cuencos amortiguadores con resalto hidráulico, vertederos acoplados a zampeados con o sin contradique, colchones de mampostería gavionada, etc. El diseño de estas estructuras, al igual que para el canal en general, debe estar orientado a la larga duración y mínimas necesidades de mantenimiento. No hay que olvidar que este tipo de protección ha de hacerse extensivo a los puntos de descarga sobre la red de drenaje natural, donde también pueden ser necesarios zampeados o colchones de amortiguación, protecciones de escollera, etc. Donde sea posible, las estructuras de protección de los lechos de cursos de agua receptores también deben estar construidas de escollera, antes que estructuras o materiales más artificiales.

Para terminar, otro importante capítulo en relación la construcción de canales de guarda es el acabado de la obra. Particularmente, el enrasado con el terreno natural, que puede incluir la introducción de vegetación en las franjas situadas sobre los taludes de los márgenes, con objeto de proteger al canal del aporte de sedimentos. Conviene que la construcción de un canal de derivación se inicie en el punto de afluencia con el elemento de la red de drenaje elegido para la descarga final.

Por todo lo dicho, tanto el proyecto como la construcción de los canales de guarda, puede requerir el concurso de personal especializado en la redacción y ejecución de proyectos de obras hidráulicas, buscando siempre el mejor diseño posible con una ejecución cuidadosa, sin perder de vista las consideraciones económicas.



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBABDA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### EFFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Reducción de la generación de lixiviados por infiltración de agua a través de la masa de residuos. Mejora de la estabilidad estructural, siempre que se consiga reducir la entrada de agua en la instalación. Indirectamente, posible reducción de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Protección contra la erosión en los cauces naturales receptores del agua controlada por el canal. Siembras, y/o plantaciones en los márgenes del canal. Plantaciones de protección en las áreas vertientes.

### REFERENCIAS

Ferrer Julia, M., Blanco, J. & Ramírez, J. 2006. Propuesta metodológica para la adaptación del parámetro del número de curva a las nuevas fuentes de datos. *III Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente*. Zaragoza.

IGME (ITGE). 1989. *Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería*. Serie Ingeniería Geoambiental. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.

Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. 1987. *Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos en pequeñas cuencas naturales*. Tecnología de Carreteras. Secretaría de Publicaciones. Madrid.

Orden de 14 de mayo de 1990, por la que se aprueba la instrucción de carreteras 5.2-IC "Drenaje Superficial" (BOE num. 123, de 23 de mayo de 1990).

Orden FOM/298/2016, de 15 de febrero de 2016, por la que se aprueba la norma 5.2-IC Drenaje Superficial de la Instrucción de Carreteras (BOE num. 60, de 10 de marzo de 2016).

USACE (U. S. Army Corps of Engineers). 1994. *Hydraulic Design of Flood Control Channels*. Engineering Manual EM-1110-2-1601. Washington, D.C.

USDI (U.S. Department of The Interior). 1982. *Surface Mining Water Diversion Design Manual*. Office of Surface Mining OSM/TR-82/2. U.S. Government Printing Office. Washington, D.C.





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### IMÁGENES



Canal perimetral de la presa minera La Troya (Mutiloa, Guipúzcoa).



Canal perimetral (o protección de un cauce natural) de una pequeña escombrera en Bárzana (Asturias).



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
DE CIENCIA, INNOVACIÓN  
Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico  
y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL  
DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL  
Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### PLANTACIONES DE DEFENSA O PROTECCIÓN

#### DESCRIPCIÓN:

En ocasiones, puede ser conveniente realizar plantaciones de especies arbustivas y arbóreas sobre el terreno natural, en laderas situadas aguas arriba y en contacto con las instalaciones de residuos. El objetivo fundamental de tales plantaciones es la mejora de las condiciones de esos terrenos desde el punto de vista de la emisión de escorrentía y sedimentos, es decir, la reducción del coeficiente de escorrentía y el aumento del grado de protección del terreno. En términos generales, se buscará la implantación de vegetación leñosa, la cual, si queda bien establecida, proporciona a largo plazo una buena estabilización y protección contra la erosión. La naturaleza de las actuaciones a realizar es típicamente de carácter forestal: la sustitución de una vegetación que resulta ineficaz para el uso asignado (en este caso protector), cuando dicha sustitución no se pueda conseguir de forma natural con la suficiente rapidez (Serrada, 2000). No obstante, puede ser deseable también incorporar en el planteamiento de reforestación otros objetivos tales como: introducir especies autóctonas, mejorar la estructura de la comunidad, favorecer el funcionamiento de los procesos ecológicos, proporcionar integración en su entorno y en el paisaje, y aumentar la auto-sostenibilidad (SER, 2004). Por otro lado, como la superficie a reforestar será generalmente de pequeño tamaño, si se compara con las clásicas repoblaciones forestales, puede ser recomendable adoptar fórmulas menos agresivas con el terreno, asumiendo una delimitación de rodales pequeños, y poniendo cuidado en la selección de los puntos de plantación.

Obviamente, para el diseño de este tipo de actuaciones será necesario estudiar con cierto detalle el clima, la exposición, la vegetación actual presente, la vegetación que pudiera considerarse potencial o de referencia, y por supuesto los suelos, con el apoyo del estudio de la litología y la fisiografía. Aunque no se realicen análisis de laboratorio, será imprescindible la descripción de un cierto número de perfiles de suelos, siguiendo los procedimientos clásicos (véase por ejemplo: FAO, 2009), recogiendo aspectos importantes tales como: la proporción de afloramientos rocosos, la profundidad del regolito o la roca madre, las características de ésta, los espesores de horizontes, las características del epipedión, el enraizamiento, la pedregosidad, etc. Lo ideal es obtener una cartografía de suelos detallada de la zona a reforestar o, como mínimo, la delimitación de áreas homogéneas en cuanto a los aspectos clave de cara a la planificación de labores de preparación y de plantación. En particular, un aspecto de enorme importancia de cara al éxito de la repoblación en climas secos, es la profundidad útil de suelo y de subsuelo deleznable, que permita un cierto laboreo de cara a incrementar la capacidad de retención de agua y facilitar la penetración de las raíces.

Considerando el tipo de actuación planteada, cuyo objetivo no es la producción forestal, puede ser recomendable no desbrozar la cubierta vegetal existente. Es más, en ambientes de fuerte estrés hídrico, la idea de realizar un desbroce previo de la superficie de plantación para reducir la competencia está perdiendo sentido a la luz de los estudios realizados en los que los parches de vegetación existente actúan como barreras captadoras de propágulos, como islas de fertilidad y como microhábitats protectores frente a la depredación (Castro *et al.*, 2004). Por ejemplo, en aquellas laderas en las que exista un cierto grado de cobertura vegetal leñosa, la reforestación debe entenderse como un proceso de densificación y diversificación. Si acaso, en los climas más húmedos, puede ser útil desbrozar alrededor de los lugares de plantación y tapar dichas zonas con mulches persistentes. Se recomienda tender a preparaciones del terreno de tipo puntual o lineal discontinuo. En tal caso, en los lugares donde se aplique, la preparación



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

física del terreno se realiza con objeto de (Serrada, 2000): facilitar las labores de plantación o siembra y mejorar la supervivencia de las plantas; aumentar la profundidad útil del perfil para las raíces y la capacidad de retención de agua, disgregando capas profundas mediante acción mecánica; y aumentar la velocidad de infiltración de agua en el perfil mediante un mullido. En los suelos evolucionados y profundos, si existen, las labores deben realizarse de modo que alteren mínimamente sus propiedades, o no realizar ninguna labor, salvo la propia de plantación. Se recomienda emplear labores puntuales, tales como ahoyados (manuales con herramienta, manuales con azada mecánica, o con retroexcavadora), banquetas con microcuenca, casillas o raspas. La distribución en superficie debe ser aleatoria o, como mucho, al tresbolillo si es ordenada. Estas labores presentan las ventajas de permitir la selección de los puntos más aptos para repoblar en terrenos difíciles y en fuertes pendientes, además de generar los mínimos impactos. En condiciones secas o semiáridas, y cuando las vertientes generan escorrentía, las banquetas con microcuenca han mostrado ser muy eficaces en la reducción de la erosión. En los suelos muy erosionados, y en litosuelos, en los que la roca madre está muy próxima a la superficie del terreno, pueden interesar labores más agresivas, como el subsolado a 0,6-0,7 m, pero preferiblemente discontinuas, para limitar el impacto. Esta labor mecánica está limitada a pendientes de hasta 55% ( $\approx 28^\circ$ ). El laboreo del terreno puede acompañarse de la construcción de pequeñas estructuras transversales a la línea de máxima pendiente para el control de la erosión. Estas deben planificarse con carácter temporal (diseñadas por ejemplo para periodos de retorno de 10 a 25 años), tales como pequeños canales de derivación revestidos de piedra suelta, en aquellas laderas de gran longitud de pendiente.

En principio, no es posible establecer preferencias fijas sobre el tipo de sistema de propagación a emplear: semilla, plantón a raíz desnuda, plantón en contenedor o esqueje, dependiendo esto de las circunstancias concretas de cada proyecto. Sí es cierto que cuando peores son las condiciones del terreno más se tiende a utilizar plantones en contenedor. Esto además permite la inoculación con hongos micorrícicos o con las correspondientes cepas bacterianas para las plantas que forman sistemas diazotróficos. Las técnicas de plantación deben ser cuidadosas con la planta. La manipulación y conservación de plantones durante periodos cortos debe seguir las normas habituales de protección de la planta. Normalmente, la plantación debe realizarse inmediatamente después de concluidos los trabajos de preparación del terreno. La apertura de hoyos puede ser manual o mecánica. En el segundo caso, conviene picar las paredes del hoyo abierto mediante el ahoyador. El tamaño del hoyo debe ser acorde al tamaño de la planta, aunque conviene tender a que el volumen excavado sea superior a lo necesario. Se debe valorar la introducción de mejoras edáficas en el hoyo de plantación. En general se pueden seguir las recomendaciones reunidas en Vogel (1987) o IGME (1989). No debe descartarse la aplicación de técnicas poco extendidas en repoblaciones forestales clásicas, pero que pueden estar justificadas para la implantación de cubiertas protectoras en laderas vertientes a instalaciones de residuos mineros. Entre ellas destacan por su eficacia la aplicación generalizada de mulches, preferiblemente de origen forestal: restos de corta troceados, virutas, o serrín.

Como ya se mencionó, las plantaciones de protección a las que se refiere esta ficha se plantean principalmente con el objetivo de conservación de aguas y suelos, si bien, es deseable que además cumplan otras funciones que, en términos generales, se asocian con las formaciones leñosas maduras. Para asegurar la sostenibilidad, la selección de especies leñosas para la reforestación debe estar basada, tanto como sea posible, en la vegetación natural representativa de etapas tardías de la sucesión y en las características ambientales del sitio (Vallejo *et al.*, 2005). El proceso de selección de especies para la reforestación puede beneficiarse de la cada vez mayor literatura sobre vegetación natural y potencial





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

existente y, en menor medida, de los conocimientos sobre ecología de las especies. Algunas pautas útiles sobre el proceso de selección pueden encontrarse en Vallejo *et al.* (2003) y en Pemán *et al.* (2006), así como en las referencias aportadas en estos trabajos. Conviene reseñar que la diversificación de especies es cada vez más factible, incluyendo especies arbustivas autóctonas, pudiéndose encontrar una creciente oferta comercial y algunas referencias bibliográficas altamente recomendables (p. ej.: Ruiz de la Torre *et al.*, 1996; Siguero Llorente, 1999).

Otro aspecto importante a tener en cuenta es el efecto favorable de la implantación de arbustos en medios muy secos para beneficiar la introducción de especies arbóreas. Este efecto, conocido como facilitación, se debe al sombreado, al aumento de la fertilidad, o de la humedad del suelo, entre otros posibles efectos positivos. Recientes investigaciones (Callaway & Walker, 1997; Castro *et al.*, 2002; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004) demuestran que la vegetación arbustiva puede proporcionar esta facilitación y realizar un reclutamiento de otras especies en ambientes mediterráneos sometidos a fuerte estrés hídrico. Entre los arbustos cuyo efecto como nodriza ha sido destacado están los de la familia de las leguminosas, debido sobre todo a que mejoran la fertilidad del suelo (Callaway & Walker, 1997; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004).

Lógicamente, cualquiera que sea el origen de las plantas, en el proyecto de rehabilitación se debe proporcionar información sobre las características genéticas (identidad y nivel de calidad) del material forestal de reproducción a utilizar, independientemente de su naturaleza (semillas, plantas y partes de plantas). Tales características deberán determinarse de acuerdo a las particularidades de cada especie, la localización de la zona a reforestar y el objetivo perseguido. Lo ideal es que las plantas procedan de áreas con condiciones ecológicas similares a las de la zona de actuación. Aunque estrictamente no es aplicable al tipo de proyectos a los que hacen referencia esta ficha, muchas veces los proyectos se ubicarán en entornos forestales o próximos a ellos, por lo que será conveniente consultar el protocolo técnico sobre criterios orientadores para su aplicación en la redacción de proyectos de repoblación y restauración forestal (Iglesias *et al.*, 2012), así como otros trabajos citados en dicha referencia bibliográfica. Por último, un aspecto al que cada vez se le reconoce más importancia es la calidad de la planta. Para algunos autores llega a ser tan importante como la preparación del suelo y los cuidados posteriores a la plantación (Villar Salvador, 2003). En el citado trabajo y en COITAPAC (1997) es posible encontrar información valiosa sobre los atributos que permiten valorar la calidad.

### EFFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Reducción de la generación de lixiviados por infiltración de agua a través de la masa de residuos. Mejora de la estabilidad estructural, siempre que se consiga reducir la entrada de agua en la instalación. Indirectamente, posible reducción de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Labores para el control de la escorrentía en la zona de plantación. Canales de guarda de la estructura minera situados aguas abajo de la zona a repoblar, en la línea de contacto del terreno natural con los residuos.

**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE  
PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN  
DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS  
CERRADAS O ABANDONADAS****REFERENCIAS**

Callaway, R.M. and Walker, L.R. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology*, 78: 1958-1965.

Castro, J., Zamora R., Gómez, L., Gómez, J.M., Hódar, J.A. y Baraza, E. 2004. Uso de matorrales como plantas nodriza en ambientes mediterráneos: evaluación de una nueva técnica de repoblación forestal. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 17: 145-150.

COITAPAC (Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos Agrícolas y Peritos Agrícolas de Cataluña). 1997. *Normas tecnológicas de Jardinería y Paisajismo NTJ 07V: Plantas autóctonas para revegetación*. Barcelona.

FAO. 2009. *Guía para la descripción de perfiles de suelos*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación Roma.

Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M, Hódar, J.A., Castro, J., and Baraza, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications*, 14(4): 1128-1138.

Iglesias, S, Nicolás, J.L., Alía, R., Peñuelas, J.L., Prada, M.A., San Juan, A., Calvo, J.M., Rueda, E.J., Mallofret, E., Pérez, V., Samaniego, B., Vallejo, M., Martín, E., Villanueva, I. y Fernández, G. 2012. *Protocolo técnico a aplicar en lo relativo al material forestal de reproducción en la redacción y ejecución de proyectos de repoblación y restauración forestal*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.

IGME (ITGE). 1989. *Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería*. Serie Ingeniería Geoambiental. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.

Pemán J., Navarro R., y Serrada R. 2006. Elección de especies en las repoblaciones forestales. Contribuciones del profesor Ruiz de la Torre. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 15(1): 87-102.

Ruiz de la Torre, J., Carreras Egaña, C., García Viñas, J.I. y Ortí Moris, M. 1996. *Manual de la Flora para la Restauración de Áreas Críticas y Diversificación en Masas Forestales*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

SER (Society for Ecological Restoration). 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration. Washington, D.C.

Serrada, R. 2000. *Apuntes de repoblaciones forestales*. EUIT Forestal - FUCOVASA. Madrid.

Siguero Llorente, P. L. 1999. *Manual de reforestación con especies autóctonas*. Sigüero Llorente, P. L. (ed.). Madrid.

Vallejo, R., Cortina, J., Vilagrosa, A., Seva, J.P., y Alloza, J.A. 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En: Rey Benayas, J.M., Espigares Pinilla, T. y Nicolau



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Ibarra (eds.). *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares, Madrid. pp. 11-42.

Vallejo, V.R., Aronson, J., Pausas, J. and Cortina, J. 2005. Restoration of Mediterranean Woodlands. In: J. Van Andel, J. and Aronson, J. (eds.). *Restoration Ecology*. Chapter 14. The New Frontier. Blackwell Publications. Oxford.

Villar Salvador, P. 2003. Importancia de la calidad de planta en los proyectos de revegetación. En: Rey Benayas, J.M., Espigares Pinilla, T. y Nicolau Ibarra (eds.). *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares, Madrid. pp. 65-86.

Vogel, G.W. 1987. *A manual for training reclamation inspectors in the fundamentals of soils and revegetation*. Prepared for the Office of Surface Mining and Enforcement by the Soil and Water Conservation Society. Ankeny, Iowa. <https://www.osmre.gov/resources/library/ghm/mtri.pdf>

## IMÁGENES



Visión aérea de la presa minera El Lirio, obtenida de Google Earth, donde se muestra una ladera susceptible de reforestación.





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### SISTEMAS DE RETENCIÓN DE SEDIMENTOS

#### DESCRIPCIÓN:

En proyectos de rehabilitación de instalaciones abandonadas de residuos mineros, los sistemas de retención de sedimentos pueden ser necesarios en tanto no se consiga un estado en el que la emisión de los mismos sea semejante a la del entorno cercano, en cantidad y calidad. Al margen de la importancia que los procesos erosivos tienen normalmente en estas instalaciones, especialmente en presas mineras (ver imagen más adelante), habrá que tener en cuenta los posibles incrementos de emisión de sedimentos asociados al desarrollo del propio proyecto, especialmente debidos a la apertura de pistas o la creación de superficies auxiliares para la intendencia, o el aparcamiento y mantenimiento de la maquinaria necesaria. En este sentido, es recomendable que estas obras auxiliares del proyecto se construyan conforme a buenos diseños y prácticas que limiten la emisión de sedimentos, para lo que es posible apoyarse en algunas excelentes guías (p. ej.: Landcom, 2004; Alberta Transportation, 2011; PDEP, 2012). Hay que tener en cuenta que, además de la necesidad de habilitar infraestructuras, una primera fase del proyecto de rehabilitación, en la medida en que sea posible, consistirá en un mayor o menor remodelado de la topografía de la instalación. A esta fase, se sucederán otras en las que se aportarán capas de suelo o se tendrán que incorporar enmiendas sobre los residuos. Todas las actividades mencionadas anteriormente serán, inevitablemente, generadoras de sedimentos, por lo que resulta prudente considerar la instalación de estructuras de retención, en posiciones adecuadas, antes del inicio de cualquiera de las fases del proyecto de rehabilitación. Además, incluso cuando ya se hayan realizado operaciones encaminadas a proteger la superficie del terreno frente a la erosión, el resultado de las mismas tardará un tiempo en ser apreciable, al margen de que no es razonable pretender una protección total hasta que pasen algunos años. Hay que advertir que los sedimentos atrapados en los sistemas de retención que se implementen pueden tener elevados contenidos en elementos tóxicos, sobre todo en las primeras fases, por lo que tendrán que ser gestionados correctamente. En un proyecto de rehabilitación de una instalación abandonada, además de la superficie de la instalación propiamente dicha y las pistas o zonas auxiliares, habrá siempre una cantidad de superficie no alterada por la minería, situada dentro de la cuenca receptora donde se sitúe la estructura de retención. Estas superficies también serán generadoras de sedimentos, por lo que deben ser tenidas en cuenta a la hora de dimensionar estos sistemas.

Los sistemas de retención de sedimentos que se van a considerar en esta ficha son los denominados trampas de sedimentos y los estanques o balsas de sedimentación. Básicamente se distinguen por su envergadura. Las trampas de sedimentos suelen ser de vida más corta, funcionando hasta que la estabilización del terreno situado aguas arriba se ha conseguido. Las balsas o estanques pueden ser mantenidos más tiempo, siendo interesante que cubran todo el periodo de seguimiento y control. El principio en el que se basan es el mismo: interferir con la posible escorrentía cargada de sedimentos para minimizar la contaminación en tierras, cursos de agua e infraestructuras situados aguas abajo. Obligatoriamente deben complementarse con otras medidas contra la erosión, tales como barreras de sacos o balas de paja, canales de contorno y diques de retención o filtrado, situados transversalmente en canales de drenaje. Lo ideal es que se ubiquen en una posición lo más cercana posible a la fuente de sedimentos, evitando la interferencia con cauces naturales. Cuando se hayan construido canales de desvío o de guarda que recojan agua desde posiciones situadas aguas arriba de la instalación de residuos, esquivándola en su recorrido descendente, es obligado que los sistemas de retención de sedimentos se sitúen antes de la confluencia con los mismos.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

**Trampas de sedimentos.** Una trampa de sedimentos es una estructura con capacidad de almacenamiento de agua y sedimentos (ver imagen más adelante). Este tipo de estructuras suelen ser eficaces para eliminar partículas de tamaños entre limo grueso y arena, por lo que para eliminar partículas más finas es necesario otro tipo de sistema. Su empleo estará limitado a superficies receptoras de 2 ha como máximo. Pueden construirse mediante excavación en una zona apropiada o mediante la construcción de un pequeño dique, aunque lo normal es que se construyan combinando ambas opciones. El dique no deberá superar 1,5 m de altura, siendo recomendable no superar 1 m profundidad de embalse (Alberta Transportation, 2011). En PDEP (2012) se recomienda que la profundidad de almacenamiento nunca sea inferior a 60 cm. Los taludes interiores y los del dique no deben superar una inclinación del 50% (26°). El funcionamiento mejora cuanto más lejos está la entrada de la salida del agua, o cuanto mayor es el recorrido de la misma, empleando estructuras deflectoras. Normalmente se recomienda que la longitud sea entre dos y cuatro veces la anchura (Alberta Transportation, 2011; PDEP, 2012). Puede intentarse construir las trampas en forma de foso alargado situado en la base de la instalación de residuos, especialmente cuando existen limitaciones de espacio. Este tipo de estructuras son consideradas habitualmente de carácter temporal. El carácter temporal significa que, pasado un tiempo, por ejemplo, tres años después de que el terreno ha quedado estabilizado con vegetación (Alberta Transportation, 2011), la balsa se abandone en el estado en que esté, dando salida al agua que contenga y estabilizándola. Otra posibilidad es que se elimine como tal, mediante perfilado y/o rotura del dique. Para establecer las dimensiones de almacenamiento en este tipo de estructuras puede ser suficiente hacer una estimación empírica. En la bibliografía existente es posible encontrar diversos valores de almacenamiento en función de la localización, variando entre 130 y 250 m<sup>3</sup>/ha de terreno vertiente a la estructura. Por ejemplo, en Alberta (Alberta Transportation, 2011) se proponen entre 150 m<sup>3</sup>/ha (mínimo, cuando el espacio esté restringido) y 250 m<sup>3</sup>/ha (recomendado). Se asume que la vegetación se establecerá dentro de uno o dos años a partir del momento de la alteración del terreno o que habrá al menos una limpieza de las instalaciones de sedimentación por año. Hay que decir que la erosividad de la lluvia en Alberta es muy superior a la de nuestro país. Lyle (1987) recomendaba una capacidad de 182 m<sup>3</sup>/ha para zonas de suelo desnudo, como es el caso de una reciente aportación de capas de suelo sobre una instalación de residuos mineros. En IGME (1989) se recomendaba una capacidad de almacenamiento de 130 m<sup>3</sup>/ha para este tipo de estructuras aplicadas a minería activa, retirando los sedimentos acumulados cuando la capacidad total de la estructura se viera reducida a la mitad. En PDEP (2012) se recomienda una capacidad de almacenamiento total de 140 m<sup>3</sup>/ha, de los cuales 50 se reservan a almacenamiento de sedimentos y 90 para almacenamiento de agua. En definitiva, asumiendo que durante los primeros años de implantación de medidas contra la erosión existirá un control y mantenimiento semejante al que se supone en proyectos de rehabilitación de minería en fase de cierre o los de grandes proyectos de obra pública, estas cifras podría ser aceptables (130-180 m<sup>3</sup>/ha) para proyectos de rehabilitación de instalaciones abandonadas. En la selección de un valor final de diseño para un caso concreto se pueden tener en consideración todas las medidas de protección frente a la erosión y emisión de sedimentos adoptadas, la erosividad de la lluvia en la zona y la disponibilidad de espacio. Conviene advertir que las dimensiones que se establezcan se pueden repartir en una serie de trampas ubicadas en serie. Se recomienda dejar un resguardo de 30 cm por encima del máximo nivel de agua que se puede alcanzar con el volumen de diseño (PDEP, 2012). La salida y la entrada de agua suelen ser abiertas, por lo que deben estar protegidas mediante enrocados, escollera o gaviones, especialmente en aquellos casos en los que sea necesario construir un dique, con colchones de amortiguación o disipación de energía al pie del dique (como mínimo 1,5 m de longitud y 15 cm de espesor, según PDEP, 2012). En la bibliografía citada es posible encontrar más detalles sobre criterios constructivos de aliviaderos y protecciones en las entradas y salidas.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

**Balsas o estanques de sedimentación.** Las balsas o estanques de sedimentación se contemplan como estructuras dispuestas en el punto de salida del área involucrada en el proyecto de rehabilitación. Precisamente por estar al final de la cadena de erosión, deberían ser las primeras estructuras que se construyan en un proyecto de rehabilitación de instalaciones abandonadas de residuos mineros. Están pensadas para superficies de recepción superiores a 2 ha e inferiores a 40 ha (Alberta Transportation, 2011). Se han de diseñar para retener las aguas durante un período de tiempo suficiente que permita la decantación de los sólidos que arrastran en suspensión y posibilitar el almacenamiento de esos materiales hasta que se realice la limpieza o el abandono/desmantelamiento. Cuando se contemple el tratamiento pasivo de aguas ácidas mediante humedales, se debería coordinar con el diseño de las balsas de sedimentación. Idealmente, el sistema de contención de sedimentos debe diseñarse de modo que la concentración de la carga de sólidos en suspensión a la salida, durante el evento de precipitación de diseño, sea menor que la de entrada e inferior a un valor fijo de calidad. Las partículas de limo de tamaño medio a grueso (tamaño de partícula entre de 75  $\mu\text{m}$  a 20  $\mu\text{m}$ ) pueden considerarse el principal objetivo de la balsa de sedimentación. Un tamaño de  $\leq 45 \mu\text{m}$  es el que se considera apropiado en la guía de Alberta Transportation (2011), siguiendo a Fifield (2001). Las de mayor tamaño pueden seguramente eliminarse antes si se establecen trampas de sedimentos ubicadas más cerca de las superficies emisoras. Las partículas menores o ligeras (orgánicas) requerirían tiempos de sedimentación muy elevados y superficies de sedimentación excesivas, por lo que, desde un punto de vista práctico no se deben considerar (Alberta Transportation, 2011). Por esta razón, resulta de enorme importancia incorporar en el proceso de rehabilitación otras medidas contra la erosión y la emisión de sedimentos cuanto antes. Otra posibilidad es contemplar la aplicación periódica de floculantes durante los primeros años, tales como el hidróxido cálcico, que además puede mejorar el rendimiento de los tratamientos pasivos que pudieran haberse previsto para el control de descargas ácidas. Para establecer las dimensiones de la estructura es necesario, en primer lugar, fijar la capacidad de almacenamiento de escorrentía. Para ello, se debe determinar el caudal que llegaría a la balsa conociendo la superficie a drenar y la precipitación máxima esperada para un tiempo de retorno dado. En algunos trabajos se recomienda emplear el caudal generado por la precipitación máxima en 24 horas para un periodo de retorno de 10 años (Lyle, 1987; Landcom, 2004; DECC-NSW, 2008) En la guía de Alberta Transportation (2011), se contempla la escorrentía generada por un evento de lluvia máxima en 24 h para un periodo de retorno de 2 años, lo que puede ser aceptable para un proyecto de rehabilitación en el que el conjunto de medidas permite concebir una estabilización completa del terreno en ese periodo. No obstante, para fijar un periodo de retorno en un caso concreto, el proyectista deberá tener en cuenta la situación del proyecto en relación a su entorno, incluyendo el riesgo de rotura, y la vida que se le quiera dar a la estructura, entre otras consideraciones relacionadas con el plan de seguimiento y control del proyecto. El caudal se puede calcular por cualquier método que considere la proporción de agua que se convierte en escorrentía a partir de la precipitación, teniendo en cuenta las características del terreno. Una posibilidad es seguir la propuesta de Lyle (1989), reproducida en IGME (1989). Otra es asumir que el caudal máximo que puede ser tratado es el que resulta de la aplicar la adaptación del método racional que se hace en la actual Instrucción de carreteras 5.2-IC "Drenaje superficial" (2016). Conocido el caudal de diseño y el tamaño de partícula objetivo para la sedimentación, es posible definir la dimensión del área teóricamente necesaria para que la sedimentación se produzca, calculando antes la velocidad crítica de sedimentación mediante la ley de Stokes:  $V_s = g \times (S - 1) \times d^2 / (18 \times \mu)$ , donde  $V_s$  es la velocidad de sedimentación (cm/s),  $g$  es la aceleración de la gravedad (981  $\text{cm/s}^2$ ),  $\mu$  es la viscosidad cinemática del fluido ( $\text{cm}^2/\text{s}^2$ ),  $S$  es el peso específico de las partículas (2,65), y  $d$  es el diámetro de la partícula (cm), considerando que es una esfera. La capacidad de predicción de esta aproximación tan simple puede ser mejorada si se obtienen datos sobre la distribución granulométrica de



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
DE CIENCIA, INNOVACIÓN  
Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico  
y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL  
DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL  
Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

los materiales susceptibles de ser erosionados en las áreas fuente. Conocida el área y la topografía del terreno donde es factible la construcción, se puede diseñar la estructura, añadiendo algunos criterios geométricos. Se ha señalado que la máxima eficiencia de las balsas de sedimentación se produce cuando la longitud es diez veces mayor que la anchura (Fifield, 2001). Sin embargo, muchas veces es complicado cumplir este criterio sobre el terreno, pudiendo ser aceptable una relación de al menos cinco a uno entre longitud y anchura (Landcom, 2004), o considerar el empleo de deflectores para aumentar el recorrido del agua. Otro criterio es que el volumen debe ser suficiente para almacenar la posible cantidad de sedimentos generados en un lapso de tiempo, más un volumen de agua. La capacidad de almacenamiento de sedimentos propuesta por Landcom (2004) es la de dos meses de la cantidad de pérdida de suelo calculada por el método RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*). La RUSLE, para la que existe una aplicación informática oficial y gratuita (<https://www.ars.usda.gov/>), ha probado suficientemente su eficacia en terrenos alterados por minería y en otras superficies en proceso de rehabilitación, sin olvidar terrenos agrícolas y forestales (Toy & Foster, 1998). Parece razonable emplear los parámetros correspondientes a la topografía y características de los residuos mineros y los suelos del entorno antes de que se realice un remodelado y cubrición con suelos. En realidad, dado que la pérdida de suelo no es exactamente igual a la cantidad emitida de sedimentos en una cuenca, sino que es una fracción de esa cantidad que se reduce con el tamaño de la cuenca, se sugiere que se apliquen los siguientes factores de corrección: 0,65 para superficies entre 2 y 4 ha; 0,6 para superficies entre 4 y 10 ha, y 0,5 para superficies entre 10 y 40 ha. Por otro lado, cuanto menor sea la proporción de área no alterada por minería en relación con la superficie de taludes de la instalación minera, mayor debería ser el factor, pudiendo ser recomendable incluso un factor superior a 1 si la existencia de cárcavas fuera importante, aunque no existen guías sobre este punto. Un aspecto interesante de incluir la RUSLE es la posibilidad de conocer el factor R de erosividad de la lluvia mediante la consulta en el correspondiente mapa accesible vía web a través de la dirección <http://sig.mapama.gob.es/geoportal/>. Es necesario advertir que la RUSLE es dimensionalmente correcta al considerar bien las unidades de los diferentes parámetros. En Almorox *et al.* (1994) es posible encontrar una buena guía del uso de unidades para la aplicación de la RUSLE. En la bibliografía citada es posible encontrar más recomendaciones sobre aspectos constructivos, aunque no siempre son coincidentes. El sistema de salida de agua puede ser abierto o cerrado. En Landcom (2004) se recomienda que la salida principal se diseñe para permitir el paso del caudal de diseño, con una cota de vertido al menos 30 cm inferior a un aliviadero de seguridad. Dicho aliviadero de seguridad debe estar preferentemente construido sobre terreno natural. La mayoría de recomendaciones establecen que los taludes interiores del dique no superen una inclinación del 50% (26°) (p. ej.: Alberta Transportation, 2011). En Landcom (2004), por razones de seguridad, se recomienda que los taludes vertientes a la estructura de sedimentación tengan entre 14 y 22°, en estructuras de tierra, para alturas de agua de hasta 15 cm, y menores a 12° si la profundidad del agua se sitúa entre 15 y 150 cm. Las exigencias se reducen si la estructura va a permanecer inaccesible (con cerramiento), por lo menos durante su vida útil. Cuando se usen rocas o gaviones, como elementos para delimitar el estanque de sedimentación, la recomendación general es que sean sub-verticales (76°). El tamaño final que adopte la estructura aconsejará cuidar el diseño del dique, en función de su altura y los posibles elementos en riesgo situados aguas abajo. El fondo del estanque deberá formarse con materiales de baja permeabilidad extendidos por tongadas de un máximo de 15 cm y compactarse hasta un mínimo del 95% del Proctor normal. Aunque todas las recomendaciones y las guías de las que han sido extraídas pueden resultar orientativas, lo normal es que este tipo de estructura sea diseñada por personal cualificado, el cual deberá tomar las decisiones que mejor se acomoden a la situación concreta del proyecto sobre todos los aspectos constructivos comentados. Conviene recordar que estas estructuras deben coordinarse con medidas para reducir la



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

erosión, las cuales se pueden intensificar si se necesita reducir el tamaño calculado para la estructura, en particular todas aquellas que pueden reducir la erodibilidad (como el acolchado) o las que acortan la longitud de las pendientes aportadoras de sedimentos (canales de contorno, barreras de sacos, etc.). No obstante, merece la pena resaltar que la construcción de varias balsas en serie, puede favorecer los objetivos de reducción de la emisión de sedimentos, dado que el paso de agua de una balsa a otra mejora el tiempo de retención y, consecuentemente, la eliminación de los sólidos de suspensión. Además, la construcción de balsas pequeñas reduce los riesgos de rotura asociados a una estructura grande, necesitándose menos ingeniería en el diseño de las obras, al tiempo que posiblemente se facilite la limpieza con medios más simples.

Durante el periodo de seguimiento y control, la caracterización periódica de la calidad de los efluentes a la salida de la última estructura de sedimentación puede ser clave para la implementación de otras medidas cuando se superen los valores adoptados como referencia, como por ejemplo 50 mg/L de sólidos totales en suspensión, o lo que consideren las autoridades competentes.

### EFECTO ESPERADO REDUCCIÓN DE RIESGOS

Minimización/eliminación directa de los riesgos derivados de la emisión de sedimentos.

### MEDIDAS COMPLEMENTARIAS

Conformación de la superficie (remodelación topográfica y labores de descompactado). Prácticas de control de la erosión. Sistemas de control de la escorrentía superficial. Medidas encaminadas al establecimiento de una cubierta vegetal.

### REFERENCIAS

Alberta Transportation. 2011. *Erosion and Sediment Control Manual*. Government of Alberta, Department of Transportation. Alberta, Canada. <http://www.transportation.alberta.ca/686.htm>.

Almorox, J. De Antonio, R. Saa, A., Díaz, M.C., y Gascó, J.M. 1994. *Métodos de estimación de la erosión hídrica*. Editorial Agrícola Española. Madrid.

Fifield, J.S., 2001. *Designing for Effective Sediment and Erosion Control on Construction Sites*. Forester Press. Santa Barbara, California.

IGME (ITGE). 1989. *Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería*. Serie Ingeniería Geoambiental. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.

Landcom 2004. *Managing urban stormwater: soils and construction*. Volume 1. 4th Edition. New South Wales Government. Parramatta, NSW.





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Lyle Jr., E.S. 1987. *Surface Mine Reclamation Manual*. Elsevier Science Publishing Co., Inc. New York.

Orden FOM/298/2016, de 15 de febrero de 2016, por la que se aprueba la norma 5.2-IC Drenaje Superficial de la Instrucción de Carreteras (BOE num. 60, de 10 de marzo de 2016).

PDEP (Pennsylvania Department of Environmental Protection). 2012. *Erosion and Sediment Pollution Control Program Manual*. Department of Environmental Protection, Bureau of Waterways Engineering and Wetlands. Technical Guidance Number 363-2134-008.

<http://www.elibrary.dep.state.pa.us/dsweb/Get/Document-88925/363-2134-008.pdf>

Toy, T.J. and Foster, G.R. 1998. *Guidelines for the Use of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) Version 1.06 on Mined Lands, Construction Sites, and Reclaimed Lands*. Office of Surface Mining. Denver, Colorado. <https://www.osmre.gov/resources/library/ghm/rusleGuidelines.pdf>.

### IMÁGENES



Vista general de varios depósitos de lodos en el Cerro de San Cristóbal (Murcia) generadores de una importante cantidad de sedimentos depositados aguas abajo. Los códigos alfanuméricos corresponden al último inventario del IGME. Imagen modificada de <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html> (©Instituto Geográfico Nacional).



GOBIERNO DE ESPAÑA

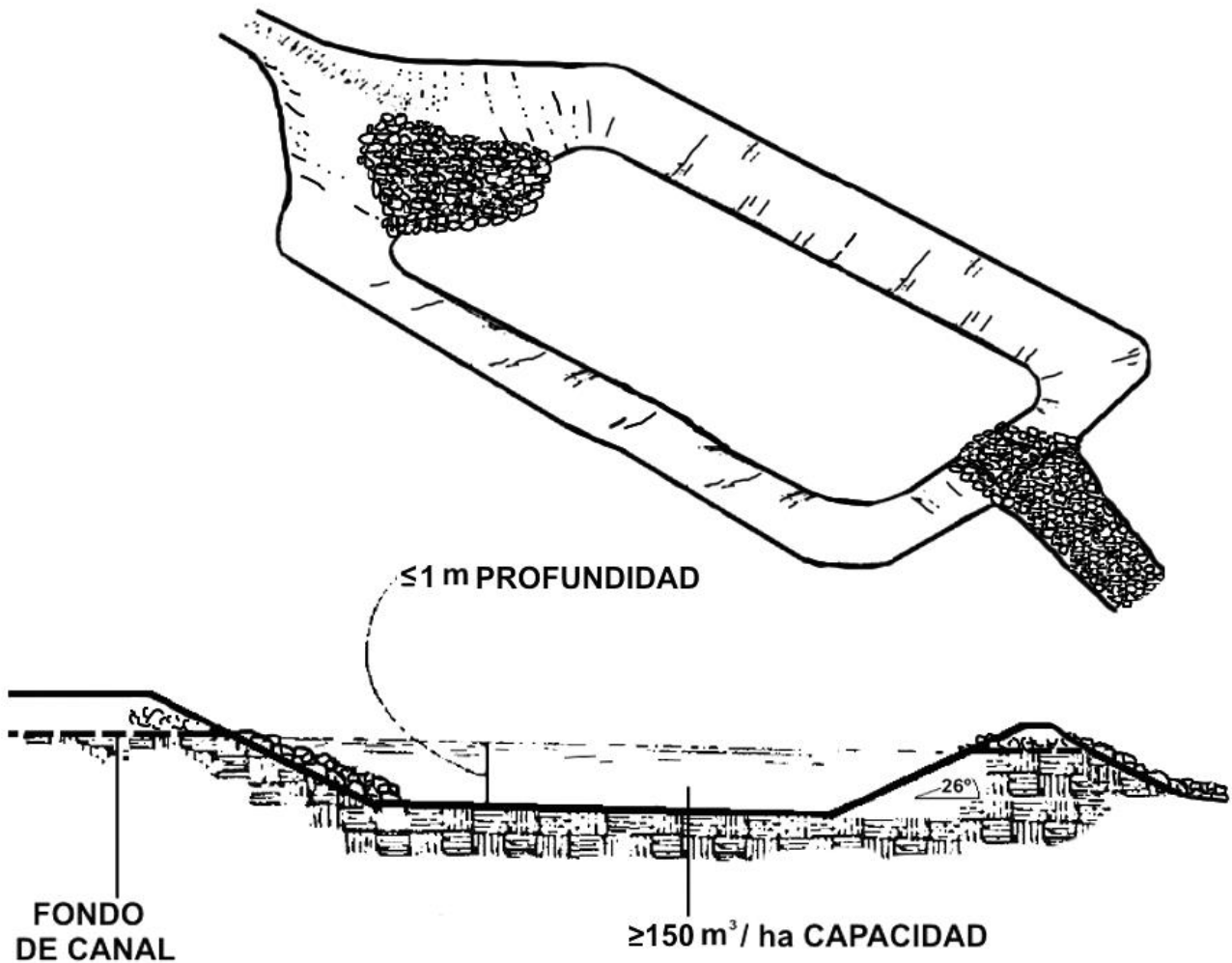
MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

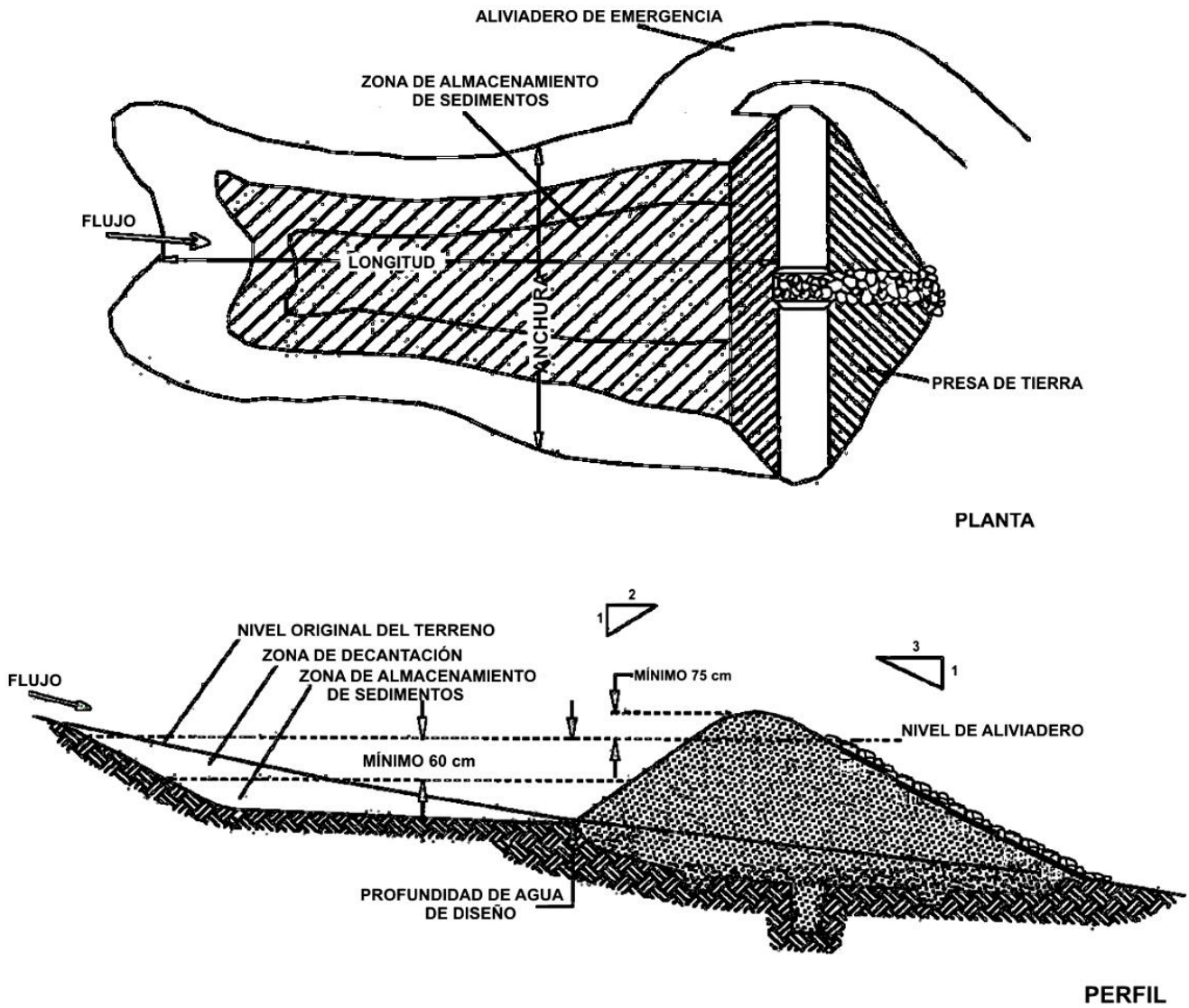
## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Esquema de una trampa de sedimentos. Modificado de IGME (ITGE), 1989.



# CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Esquema de una balsa o estanque de sedimentación. Modificado de Landcom (2004).



**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS****TRATAMIENTOS PASIVOS DE AGUAS DE MINA****DESCRIPCIÓN:**

Los drenajes de mina contienen una gran cantidad de sólidos en suspensión y un alto contenido en sulfato y metales disueltos (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, etc.), alcanzando concentraciones de decenas y centenas de miligramos por litro, pudiendo ser ácidos o no, si bien los que suponen un mayor riesgo son los denominados drenajes ácidos de mina (AMD). Cuando entran en contacto con las aguas naturales, afectan a los ecosistemas lóticos generalmente por un incremento de las concentraciones de metales en el agua y en los sedimentos, que puede estar acompañado o no por una acidificación de las aguas. La precipitación de hidróxidos metálicos sobre el lecho de ríos con una alta carga de metales, produce una fuerte alteración del sustrato y, por lo tanto, del hábitat de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Los métodos de tratamiento convencionales de AMD tienen un coste elevado, por lo que difícilmente podrán ser aplicados a las instalaciones de residuos mineros cerradas o abandonadas, máxime teniendo en cuenta que el problema puede llegar a perdurar varios cientos de años (Younger, 1997). La alternativa al tratamiento convencional lo constituyen los métodos de tratamiento pasivo, debido a su bajo coste de construcción, fácil operación y mantenimiento, y buena eficiencia en el tratamiento, cuyo coste puede ser asumido durante largos períodos de tiempo (20 a 40 años) (Watzlaf, 1997). Los métodos de tratamiento pasivo se basan en los mismos procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los humedales naturales (*wetlands*), en donde se modifican las condiciones de Eh y pH de los drenajes de mina, de forma que se favorezca la formación de especies insolubles y la retención de cationes metálicos (López-Pamo *et al.*, 2002).

Entre los métodos pasivos que más se han utilizado destacan los humedales aerobios, los humedales anaerobios o balsas orgánicas, los drenajes anóxicos calizos, los canales abiertos calizos y los sistemas sucesivos de producción de alcalinidad. Por lo general, en los sistemas pasivos se recurre al uso de material alcalino para neutralizar la acidez, sustratos orgánicos para crear ambientes reductores y bacterias para catalizar las reacciones y acelerar los procesos que forman precipitados (López-Pamo *et al.*, 2002). En la práctica, muchos tratamientos pasivos usan una combinación de diversos métodos, habitualmente en serie, para promover la neutralización de la acidez y la oxidación y precipitación de los flóculos metálicos generados. Los parámetros fundamentales que es necesario controlar en las aguas de mina para guiar la toma de decisiones acerca del tratamiento pasivo más adecuado a sus características, así como su dimensionamiento son el caudal, la acidez o alcalinidad neta, el contenido de oxígeno disuelto, la concentración de hierro férrico ( $\text{Fe}^{+3}$ ) y su relación con el hierro total, así como la concentración de aluminio en disolución (Skousen *et al.*, 2000; López-Pamo *et al.*, 2002; Ford, 2003; Ziemkiewicz *et al.*, 2003; Zipper *et al.*, 2011). En determinados casos habrá que sumar el contenido en manganeso (Mn), cuando su eliminación sea un objetivo específico del tratamiento. Los principales sistemas de tratamientos pasivo que pueden ser aplicables para aguas de mina en instalaciones de residuos cerradas o abandonadas, así como sus especificaciones, son:

**Canal abierto calizo (OLC por sus siglas en inglés).** Constituyen la forma más simple de tratar el AMD. Consisten en un lecho construido con fragmentos de grandes dimensiones de roca caliza dispuestas formando un canal, con un sistema de impermeabilización en la base para evitar la infiltración. El AMD es neutralizado, causando la precipitación de los metales en forma de hidróxidos. Los hidróxidos metálicos cubren la superficie de la caliza o taponan los canales, retardando por tanto la neutralización por la



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

pérdida de la reactividad de la caliza. El sistema sigue funcionando pero a un rendimiento inferior (20% de media) con respecto a un canal no recubierto por los hidróxidos precipitados. Cuando los contenidos de Al son elevados, la precipitación de hidróxidos de aluminio disminuyen considerablemente la permeabilidad y reactividad de la caliza (Ziemkiewicz *et al.*, 1997; Zipper *et al.*, 2011; Skousen *et al.*, 2017). Este problema se soluciona jugando apropiadamente con las dimensiones (anchura y longitud) (Ziemkiewicz *et al.*, 1997). Su instalación está especialmente indicada en el caso de terrenos de pendiente pronunciada (más de un 20%). La eficacia de estos sistemas aumenta en el caso de que se produzcan fenómenos tormentosos que ayudan a limpiar y rejuvenecer la caliza mediante la exposición de superficies limpias. En estas situaciones pueden funcionar durante muchos años. Por ejemplo, este podría ser el caso del canal calizo construido en la rambla del Beal (Murcia), que demostró producir una mejora de la calidad del agua, mantenida en el tiempo, con descenso a lo largo del canal de los contenidos en metales y arsénico, y disminución de la conductividad y el contenido en sulfatos (Alcolea *et al.*, 2012). Los canales calizos funcionan para un amplio rango de valores de acidez (4-2600 mg/L) y para AMD con pH inferior a 3 (Zipper *et al.*, 2011; Skousen *et al.*, 2017). Las mayores tasas de eliminación de la acidez se han encontrado en canales con pendientes muy elevadas (40-60%) y con elevada acidez (500-2600 mg/L), oscilando entre 0,03 y 19 mg/L de acidez eliminada por cada metro de longitud de canal (Skousen *et al.*, 2017). Los costes de construcción y mantenimiento son muy bajos. En situaciones apropiadas, los canales calizos se han diseñado como tratamientos pasivos a largo plazo, aunque es más común que se instalen como primera fase de una secuencia de tratamientos pasivos cuando los efluentes presentan una elevada acidez (Skousen *et al.*, 2017).

**Humedales aerobios.** Se utilizan para tratar aguas con elevados contenidos de hierro disuelto y con acidez intermedia a aguas netamente alcalinas. El funcionamiento primario de estos sistemas consiste en la aireación de las aguas, permitiendo la oxidación del hierro disuelto y proporcionando el tiempo de residencia suficiente para su precipitación (Zipper *et al.*, 2011). En los humedales aerobios artificiales se pretende reproducir los fenómenos y procesos de los humedales naturales (pantanos, marismas, turberas, etc.), creando un ambiente propicio para el desarrollo de ciertas plantas (géneros *Tipha*, *Equisetum*, *Phragmites*, *Juncus*, etc.), comunidades de organismos (algas, protozoos y bacterias) y musgos (*Sphagnum*), los cuales participan en la depuración del agua. Estos humedales ocupan una gran superficie, suelen constar de varias celdas conectadas y tienen una somera lámina de agua que inunda el sustrato sobre el que se desarrolla la vegetación. El lento fluir del agua permite alcanzar el tiempo de retención necesario para que tengan lugar los procesos depuradores del agua. Para favorecer la oxigenación del agua y mejorar la eficiencia en el tratamiento se diseñan sistemas que incluyen cascadas y lechos serpenteantes. Los sistemas aeróbicos favorecen el contacto entre el agua contaminada y el aire atmosférico mediante el empleo de plantas acuáticas, que transfieren oxígeno a la rizosfera. Para que la vegetación emergente actúe de este modo, el espesor de la lámina de agua no debe superar los 30 cm. El sustrato oxigenado del humedal propicia la formación de un hábitat para que se desarrollen ciertas colonias de bacterias catalizadoras en la reacción de oxidación de los contaminantes presentes en el humedal, transformando en el caso del hierro el  $Fe^{2+}$  a  $Fe^{3+}$ , el cual finalmente precipita en forma de oxihidróxidos. En los humedales aerobios se produce, además, la disminución de otros metales y de sulfato relacionados con la coprecipitación con los oxihidróxidos de hierro. En el caso de que la concentración de Fe sea elevada, se pueden construir balsas de pretratamiento sin vegetación, que permiten la sedimentación de material suspendido y del  $Fe^{+3}$  fácilmente hidrolizable, aumentando así la vida útil del sistema (Zipper *et al.*, 2011). Entre los numerosos procesos que se dan en un humedal aerobio se tienen la filtración de la materia en suspensión, la adsorción de metales e intercambio iónico en los materiales del sustrato, la bioacumulación



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

de metales en las raíces y partes emergentes de las plantas, además de la precipitación de óxidos e hidróxidos metálicos a través de reacciones de oxidación e hidrólisis (López-Pamo *et al.*, 2002).

Los humedales aerobios se emplean para el tratamiento de aguas que presentan alcalinidad neta capaz de neutralizar la acidez generada durante la hidrólisis de los metales (López Pamo *et al.*, 2002) y un rango de concentración de Fe desde 1 mg/L hasta 50 mg/L (Ford, 2003). En aguas netamente alcalinas, y cuando la concentración de Fe no es muy significativa, estos sistemas son capaces de eliminar manganeso (Mn) en disolución. La eliminación de Mn presenta limitaciones, puesto que el pH tiene que ser elevado (superior a 8) y, debido a que la oxidación del Fe es un proceso preferente con respecto a la oxidación del Mn, los procesos de eliminación de este último ocurren solo cuando se ha completado prácticamente la oxidación del Fe. La eliminación efectiva del Mn en este tipo de sistemas suele implicar la necesidad de dimensionar humedales de superficie grande o la instalación de humedales adicionales (Zipper *et al.*, 2011). En caso de que el agua de entrada no sea netamente alcalina, es necesario añadir caliza para asegurar la eficacia (Skousen *et al.*, 2017). El manganeso puede ser eliminado en tratamientos pasivos en aguas de mina proporcionando al medio un pH próximo a la neutralidad, lo que genera un ambiente correcto para que proliferen las bacterias que oxidan manganeso (Skousen *et al.*, 2017). Estas acciones pasan por proporcionar una superficie rocosa suficiente como sustrato para el crecimiento de las bacterias, asegurar que el agua contenga una elevada concentración de oxígeno disuelto (> 5 mg/L), añadir, si es necesario, una fuente de alcalinidad para elevar el pH hasta niveles en el entorno de la neutralidad (pH a partir de 6, pero preferiblemente pH mayor o igual que 7) y, en la medida de lo posible, evitar el impacto de episodios tormentosos de alto flujo sobre el tiempo de retención y la estabilidad del canal (Rose *et al.*, 2003; Watzlaf *et al.*, 2004; Skousen *et al.*, 2017). Según Hedin *et al.* (1994a), los humedales aerobios deben dimensionarse para la eliminación de 10 a 20 gramos de Fe por m<sup>2</sup> de superficie y día y de 0,5 a 1 gramos de manganeso por m<sup>2</sup> de superficie y día. Es común usar estos sistemas como etapa final de tratamiento, a modo de decantador, para sedimentar precipitados en suspensión formados en otras fases de tratamiento (Skousen *et al.*, 2017). La necesidad de una gran superficie es quizás la mayor limitación de estos sistemas.

**Humedales anaerobios.** Son una modificación de los humedales aerobios destinadas a tratar eficazmente aguas ácidas. En los humedales anaerobios, para favorecer las condiciones anóxicas que se requieren para su correcto funcionamiento, la altura de la lámina de agua ha de superar los 30 cm. Esta lámina cubre un sustrato permeable de un espesor de 30-60 cm formado mayoritariamente por material orgánico (70-90% de estiércol, compost, turba, heno, serrín, etc.), dispuesto sobre una capa de caliza de entre 15 y 30 cm, o bien una capa de 50 a 100 cm de profundidad donde se entremezclen los materiales orgánicos y calizos (López Pamo *et al.*, 2002; Zipper *et al.*, 2011). Los materiales calizos más idóneos para este tipo de sistema de tratamiento son aquellos muy ricos en carbonato cálcico, debido a que son más solubles que las calizas impuras o aquellas que contienen elevadas cantidades de carbonato magnésico (calizas dolomíticas) (Zipper *et al.*, 2011). La finalidad del sustrato orgánico es eliminar el oxígeno disuelto, reducir el Fe<sup>3+</sup> a Fe<sup>2+</sup>, y generar alcalinidad mediante procesos químicos o con intervención de microorganismos. Estos sistemas operan en permanente inundación, fluyendo parte del agua horizontalmente a través del sustrato orgánico. En éste, se desarrollan bacterias anaerobias sulfo-reductoras (*Desulfovibrio* y *Desulfotomaculum*) capaces de utilizar su reacción con la materia orgánica del sustrato y el sulfato disuelto en el agua intersticial como fuente de energía para su metabolismo. Esta reducción bacteriana del sulfato genera ácido sulfhídrico, o azufre elemental, y alcalinidad. 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. En la capa más superficial de la lámina de agua el ambiente es oxidante, siendo



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

mayoritarias las fases oxidadas de Fe y Mn, lo que facilita la precipitación como hidróxidos, mientras haya suficiente alcalinidad (López Pamo *et al.*, 2002). Esta disponibilidad la proporcionan los procesos que ocurren en el sustrato orgánico, en concreto la disolución de la caliza y la reducción microbiana de sulfato (Skousen *et al.*, 2017). El ambiente reductor en el sustrato impide la formación de hidróxido férrico evitando la pérdida de rendimiento de la caliza al no verse recubierta por dicho precipitado (Skousen *et al.*, 2017). En el caso de que la profundidad del agua permita la instalación de vegetación acuática, esta servirá para prevenir la formación de canales de flujo preferente y para aportar materia orgánica adicional. En caso contrario, se pueden instalar barreras físicas para evitar la formación de canales y aportar materia orgánica adicional externamente. Si las aguas influentes contienen materia en suspensión o elevadas concentraciones de  $\text{Fe}^{+3}$  fácilmente hidrolizable, se puede instalar una balsa de decantación previa, a modo de pretratamiento (Zipper *et al.*, 2011). Dependiendo de la forma de circulación general del agua en el humedal se clasifican como de flujo horizontal o superficial y de flujo vertical o subsuperficial. El principal factor de diseño en estos sistemas es la carga de acidez que pueden neutralizar (estimada por Watzlaf & Hyman (1995) entre 3,5 y 7  $\text{g/m}^2$  y día, si bien, estudios realizados por Ziemkiewicz *et al.* (2003) han determinado un rango medio de eliminación de acidez de 16,6  $\text{g/m}^2$  y día. Al generar alcalinidad, y debido a las condiciones reductoras imperantes, los humedales anaerobios pueden admitir drenajes netamente ácidos, con un pH inferior a 4 y con concentraciones de oxígeno disuelto,  $\text{Fe}^{+3}$  y  $\text{Al}^{+3}$  superiores a 5 mg/L (López Pamo *et al.*, 2002), hasta 50 mg/L (Ford, 2003). La principal limitación de estos sistemas es la necesidad de grandes superficies para asegurar elevados tiempos de retención, sobre todo en el caso de que se persiga retirar Mn de la disolución (Zipper *et al.*, 2011).

**Drenaje anóxico calizo (ALD por sus siglas en inglés).** La finalidad de un ALD es convertir aguas con acidez neta en aguas con un exceso de alcalinidad. Este sistema consiste en una zanja rellena con gravas de caliza u otro material calcáreo sellada a techo por una capa de tierra arcillosa y una geomembrana impermeable. La zanja se instala a cierta profundidad (1 ó 2 m) para mantener unas condiciones anóxicas. El drenaje ácido de mina se hace circular por el interior de la zanja provocando la disolución de la caliza, lo que genera alcalinidad y eleva el pH del agua. Los factores que afectan a la disolución de la caliza en un agua natural son el pH y la presión parcial de dióxido de carbono ( $\text{pCO}_2$ ). Ambos están interrelacionados, pues el aumento de la  $\text{pCO}_2$  provoca el descenso del pH. El  $\text{CO}_2$  proviene de la disolución de la caliza, y el incremento de la  $\text{pCO}_2$  se debe al parcial encapsulamiento del sistema. El pH ácido que presenta el drenaje de mina junto a estas elevadas presiones parciales de  $\text{CO}_2$  favorecen la disolución de la caliza, aportando 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. Por lo general, el agua ácida tratada en un ALD pasa a continuación a una balsa de precipitación u otro sistema aerobio, lo que favorece la oxidación, hidrólisis, y precipitación de los oxihidróxidos metálicos. La alcalinidad adquirida en el ALD debe ser suficiente para contrarrestar la acidificación asociada a la hidrólisis en esta etapa del tratamiento (López Pamo *et al.*, 2002). Los sistemas ALD son apropiados para tratar drenajes ácidos de mina con escaso oxígeno disuelto ( $\text{DO} < 2 \text{ mg/L}$ ) y contenidos de  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Al}^{3+}$  inferiores a 1 mg/L. La existencia de  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Al}^{3+}$  por encima de estos límites 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 (López Pamo *et al.*, 2002; Ziemkiewicz *et al.*, 2003; Zipper *et al.*, 2011; Skousen *et al.*, 2017). Skousen *et al.* (2000) indican que se puede utilizar este sistema de tratamiento para aguas con concentraciones de oxígeno disuelto por encima de 2 mg/L y de Al por encima de 25 mg/L, siempre que la proporción de  $\text{Fe}^{+3}$  en las aguas sea inferior al 10% del Fe total. La limitada solubilidad de la caliza



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

condiciona el uso de este tipo de tratamientos a aguas con una acidez neta inferior a 350 mg/L. El principal parámetro de diseño en estos sistemas es el tiempo de retención que es necesario alcanzar, estimándose en 15 horas, según Hedin *et al.* (1994b).

**Sistemas de producción sucesiva de alcalinidad (SAPS por sus siglas en inglés).** En un sistema mixto. Este sistema de tratamiento de aguas ácidas de mina fue 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 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 (reducción del sulfato y retención metálica) y un ALD (incrementar la alcalinidad). Un SAPS consiste en un estanque en cuyo interior se depositan dos sustratos, uno de material alcalino y otro de compuestos orgánicos, que están sumergidos en el influente a una profundidad entre 1 y 3 m, y que es drenado por la parte inferior mediante un conjunto de tubos. El sustrato inferior es de caliza (0,5 a 1 m de espesor) y sirve para neutralizar el pH del influente. La capa superior es de material orgánico (0,1 a 0,5 m de espesor) y en ella se elimina el oxígeno disuelto del agua, se reduce el sulfato y se transforma el  $\text{Fe}^{3+}$  en  $\text{Fe}^{2+}$ , evitándose la precipitación del hidróxido de  $\text{Fe}^{3+}$  sobre la capa de caliza (Skousen *et al.*, 1998; López-Pamo *et al.*, 2002). Los SAPS se han diseñado para tratar aguas netamente ácidas con concentraciones de  $\text{Fe}^{3+}$  y Al superiores a 1 mg/L. Si el agua contiene mucho Al (algunas decenas de mg/L) el precipitado formado en la capa caliza o tuberías de drenaje puede alterar el rendimiento del sistema. Para optimizar la reducción del sulfato y el incremento del pH en el sistema, 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 (López-Pamo *et al.*, 2002). Para el dimensionamiento de un SAPS se utilizan dos criterios diferentes: uno basado en la acidez que es capaz de eliminar (como en los humedales anaerobios), y el otro referido al tiempo mínimo de retención en el sistema (como en los ALD). Rose *et al.* (2007) proponen para el diseño de estos sistemas, un objetivo a largo plazo de eliminación de 35 g de acidez por metro cuadrado y día. 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 & Hyman, 1995; Skousen *et al.*, 1998; Skousen & Ziemkiewicz, 2005). Por lo general, el tratamiento de aguas ácidas en un SAPS va combinado con una balsa de oxidación/decantación o un humedal aerobio (Watzlaf & Hyman, 1995).

La selección del tipo de tratamiento pasivo aplicable en cada caso viene determinado por las características físico químicas de las aguas y por las características concretas del emplazamiento (Zipper *et al.*, 2011). En primera instancia, se puede realizar una aproximación al tratamiento pasivo más adecuado, conociendo el caudal de drenaje, la acidez o alcalinidad neta de las aguas, el contenido de oxígeno disuelto y el contenido de hierro y aluminio disueltos (por ser las especies metálicas que tamponan el pH en los drenajes ácidos de mina). Además, para completar el tratamiento, es condición indispensable un tiempo de residencia suficiente que permita la precipitación de los metales (Zipper *et al.*, 2011). Existe numerosa bibliografía en la que se pueden consultar esquemas y árboles de decisión sobre el diseño de sistemas de tratamiento pasivo en función de las características de las aguas de mina. A modo de ejemplo, se puede consultar a Wildeman *et al.* (1993), López-Pamo *et al.* (2002), Ford (2003), Ziemkiewicz *et al.* (2003), Taylor *et al.* (2005), Zipper *et al.* (2011), INAP (2014); RoyChowdhury *et al.* (2015), etc. En la práctica existe cierto solapamiento de los rangos de aplicación de cada tratamiento pasivo y generalmente se requiere el





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

empleo combinado de dos o más métodos para tratar un determinado tipo de aguas. En general los humedales aerobios pueden tratar aguas con alcalinidad neta, los drenajes anóxicos calizos tratan aguas con bajo contenido en Al, Fe<sup>3+</sup> y oxígeno disuelto, y los humedales anaerobios y SAPS pueden tratar aguas con acidez neta y elevadas concentraciones de Al, Fe<sup>3+</sup> y oxígeno disuelto.

En la Tabla que se ofrece más abajo, se reflejan los principales requisitos de calidad del efluente y del emplazamiento así como los principales factores de diseño asociados a los sistemas de tratamiento pasivo aplicables a la rehabilitación de instalaciones de residuos mineros abandonadas (modificada de Ziemkiewicz *et al.*, 2003). Otro factor que inevitablemente gobierna la selección del tipo de tratamiento es el coste de las opciones disponibles. En este sentido, Skousen y Ziemkiewicz (2005) han documentado la relación coste-eficacia de numerosas instalaciones de tratamiento pasivo para aguas ácidas de mina, asumiendo un periodo de funcionamiento de 20 años y realizando el cálculo en base al coste por unidad de acidez tratada. En general, los drenajes anóxicos calizos (ALD) y los canales calizos abiertos (OLC) son los sistemas que presentan una mejor relación coste-eficacia en comparación con los humedales o los sistemas de flujo vertical.

Sistema de tratamiento pasivo	Requisitos	Factores de diseño	Referencias
Canal abierto calizo (OLC)	Pendientes > 10%	Carga ácida y tiempo de residencia 30 g de acidez t <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup> (siendo t las toneladas de caliza empleada)	Ziemkiewicz <i>et al.</i> (1997); Skousen & Ziemkiewicz (2005)
Humedal aerobio	Agua con alcalinidad neta	10-20 g Fe m <sup>-2</sup> día <sup>-1</sup> 0,5-1 g Mn m <sup>-2</sup> día <sup>-1</sup>	Hedin <i>et al.</i> (1994a); Skousen & Ziemkiewicz (2005)
Humedal anaerobio	Bajo caudal, aguas netamente ácidas	3,5 g de acidez m <sup>-2</sup> día <sup>-1</sup> 10 g Fe m <sup>-2</sup> día <sup>-1</sup>	Wildeman <i>et al.</i> (1993); Hedin <i>et al.</i> (1994a); Watzlaf <i>et al.</i> (2000a); Skousen & Ziemkiewicz (2005)
Drenaje anóxico calizo (ALD)	Aguas netamente ácidas, bajo contenido de oxígeno disuelto, Fe y Al	tiempo de residencia de 15 horas 50 g de acidez t <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup> (siendo t las toneladas de caliza empleada)	Hedin <i>et al.</i> (1994b); Watzlaf <i>et al.</i> (2000b); Skousen & Ziemkiewicz (2005)
Sistema de producción sucesiva de alcalinidad (SAPS)	Aguas netamente ácidas	15-30 cm de materia orgánica 15 horas de tiempo de residencia 20-35 g de acidez m <sup>-2</sup> día <sup>-1</sup>	Kepler y McCleary (1994); Watzlaf <i>et al.</i> (2002); Rose, (2006)
Canal abierto calizo (OLC)	Pendientes > 10%	Carga ácida y tiempo de residencia 30 g de acidez t <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup> (siendo t las toneladas de caliza empleada)	Ziemkiewicz <i>et al.</i> (1997); Skousen & Ziemkiewicz (2005)
Lecho de eliminación de Mn		2-10 g Mn m <sup>-2</sup> día <sup>-1</sup>	Rose <i>et al.</i> (2003); Skousen <i>et al.</i> (2017)

Los métodos de tratamiento pasivo se muestran como una alternativa razonable en el tratamiento de drenajes procedentes de instalaciones de residuos mineros abandonadas. Sin embargo, pueden existir restricciones con respecto al caudal del agua influente, siendo especialmente adecuados para el tratamiento de caudales no demasiado grandes. Además, pese a que los costes de construcción y mantenimiento son relativamente bajos, no están exentos de necesitar de una supervisión y, en ocasiones,



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

de una regeneración de los sistemas si llegan a una saturación de la capacidad de tratamiento. Las experiencias sugieren que es necesaria una renovación de los sistemas en 5 a 10 años (Skousen *et al.*, 2017). Los precipitados formados en los sistemas de tratamiento pasivo son más densos que los que se generan en los tratamientos activos así que el manejo de los lodos es normalmente más sencillo y menos frecuente. Si las lagunas de decantación están adecuadamente dimensionadas, puede no ser necesaria su retirada. Aunque la inspección periódica y el mantenimiento son esenciales, los requerimientos son muy inferiores a los de los sistemas activos. Skousen *et al.* (2017) recomiendan, como mínimo, una inspección cada pocos meses para para revisar si existen impedimentos en el flujo, fugas o si el tratamiento está siendo inadecuado.

### EFFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Minimización directa de los riesgos derivados de la emisión de efluentes contaminantes y sedimentos hacia las aguas superficiales.

### MEDIDAS COMPLEMENTARIAS

Sistemas de canalización y recogida de lixiviados. Encalados y enmiendas. Sistemas que impliquen la disminución de la infiltración de agua y difusión del oxígeno: medidas de sellado y cubrición de los residuos. Medidas encaminadas al establecimiento de una cubierta vegetal.

### REFERENCIAS

Alcolea, A., Vázquez, M., Caparrós, A. Ibarra, I., Garcia, C., Linares, R. and Rodríguez, R. 2012. Heavy metal removal of intermitent acid mine drainage with an open limestone chanel. *Minerals Engineering*, 26: 86-98.

Ford, K.L. 2003. *Passive Treatment Systems for Acid Mine Drainage*. Technical Note 409 April 2003. Bureau of Land Management; web-based report available online at <http://www.blm.gov/nstc/library/techno2.htm>

Hedin, R.S., Nairn, R.W., Kleinmann R.L.P. 1994a. Passive treatment of coal mine drainage. USBM IC 9389. Pittsburgh, Pennsylvania.

Hedin, R.S., Watzlaf, G.R., Nairn, R.W. 1994b. Passive treatment of acid mine drainage with limestone. *Journal of Environmental Quality*, 23: 1338-1345.

INAP (The International Network for Acid Prevention). 2014. *GARD (Global Acid Rock Drainage) Guide*. <http://www.gardguide.com/index>, consultado en Junio 2017.

Kepler, D.A., McCleary, E.C. 1994. *Successive alkalinity-producing systems (SAPS) for the treatment of acidic mine drainage*. US Bureau of Mines Special Paper SP 06A-94. Pittsburgh, Pennsylvania.

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

**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE  
PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN  
DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS  
CERRADAS O ABANDONADAS**

Rose, A.W., Means, B., and Shah, P. 2003. Methods for passive removal of manganese from acid mine drainage. *24th West Virginia Surface Mine drainage task force symposium*. Morgantown, West Virginia.

Rose, A.W. 2006. Long-term performance of vertical flow ponds-an update. *7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*. St. Louis, MO, pp. 1704-1716.

Rose A.W., Morrow, T., Dunn, M., Denholm, C. 2007. Mode of gypsum precipitation in vertical flow ponds. *24th National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation (ASMR)*. Gillette, Wyoming. pp. 678-691.

RoyChowdhury, A., Sarkar, D., Datta, R. 2015. Remediation of acid mine drainage-impacted water. *Current Pollution Reports*, 1: 131-141.

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

Skousen, J., Sexstone, A., Ziemkiewicz, P. 2000. Acid mine drainage treatment and control. In: Barnishel, R., Daniels, W., and R. Darmody, R. (eds.). *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. pp. 131-168.

Skousen, J., Ziemkiewicz, P. 2005. Performance of 116 passive treatment systems for acid mine drainage. *National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation*. Lexington, Kentucky.

Skousen, J., Zipper, C.E., Rose, A., Ziemkiewicz, P.F., Nairn, R., McDonald, L.M., Kleinmann, R.L. 2017. Review of passive systems for acid mine drainage treatment. *Mine Water and the Environment*, 36 (1): 133-153.

Taylor, J., Page, S., Murphy, N. 2005. A summary of passive treatment technologies for acid and metalliferous drainage (AMD). *Fifth Australian Workshop on Acid Mine Drainage*. Prepared for the Australian Centre for Minerals Extension and Research (ACMER). Fremantle, Australia.

Watzlaf, G.R., Hyman, D. 1995. Limitations of passive systems for the treatment of mine drainage. *17th Annual National Association of Abandoned Mine Lands Conference*. French Lick, Indiana. pp. 186-199.

Watzlaf, G.R. 1997. Passive treatment systems for the treatment of mine drainage: anoxic limestone drains. U.S. Department of Energy and Technology Center. Pittsburgh, Pennsylvania. pp. 111-114.

Watzlaf, G.R., Schroeder, K.T., Kairies, C.L. 2000a. Long-term performance of alkalinity-producing passive systems for the treatment of mine drainage. *17th National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation (ASMR)*. Tampa, Florida. pp. 262-274.

Watzlaf, G.R., Schroeder, K.T., Kairies, C.L. 2000b. Long-term performance of anoxic limestone drains. *Mine Water and the Environment*, 19: 98-110.



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Watzlaf, G.R., Kairies, C.L., Schoreder, K.T., Danehy, T. Beam, R. 2002. Quantitative results from the flushing of four reducing and alkalinity-producing systems. 23rd *West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium*. Morgantown, West virginia.

Watzlaf, G.R., Schoreder, K.T., Kleinmann, R.L., Kairies, C.L., Nairn, R.W. 2004. The passive treatment of coal mine drainage. USDOE/NETL Report 2004/1202. US DOE National Energy Technology Laboratory. Pittsburgh, Pennsylvania.

Wildeman, T., Dietz, J., Gusek, J., Morea, S., Bates, E. 1993. *Handbook for constructed wetlands receiving acid mine drainage*. Risk Reduction Engineering Laboratory Office of Research and Development, U.S. EPA. EPA/5401R-93/523. Cincinnati, Ohio.

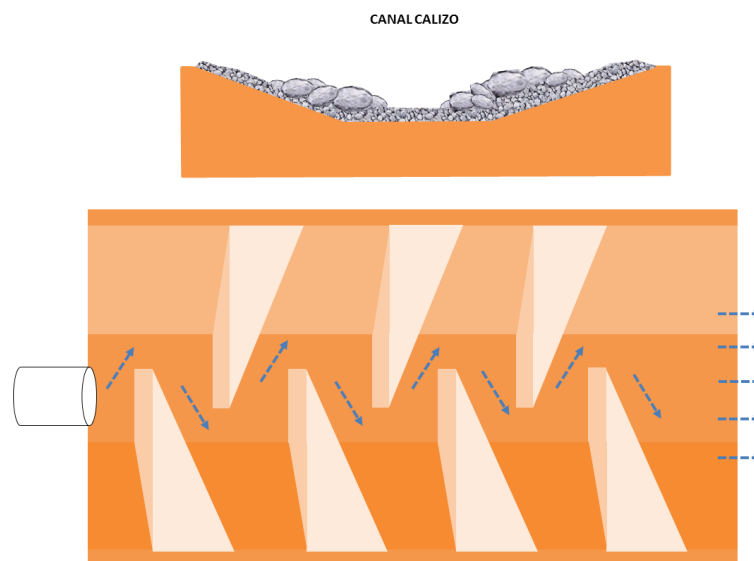
Younger, P.L. 1997. The Longevity of Minewater Pollution: A Basis for Decision-Making. *Science of the Total Environment*, 194/195: 457 - 466.

Zipper, C., Skousen, J., Jage, C. 2011. *Passive treatment of acid-mine drainage*. Powell River Project. Reclamation Guidelines for Surface Mined Land. Virginia Cooperative Extension. Publication 460-133.

Ziemkiewicz, P.F., Skousen, J., Brant, D., Sterner, P., Lovett, R. 1997. Acid mine drainage treatment with armored limestone in open limestone channels. *Journal of Environmental Quality*, 26: 560-569

Ziemkiewicz, P.F., Skousen, J., Simmons, J.S. 2003. Long-term performance of passive acid mine drainage treatment systems. *Mine Water and the Environment*, 22: 118-129.

## IMÁGENES



Esquema de funcionamiento de un canal calizo abierto



# CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Imagen de un canal calizo abierto en Llano del Beal (Cartagena, Murcia).

## HUMEDAL AEROBIO



Esquema de funcionamiento de un humedal aerobio.

## HUMEDAL ANAEROBIO



Esquema de funcionamiento de un humedal anaerobio.





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Construcción de un SAPS para tratar un drenaje de mina en Igüeña (León).



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

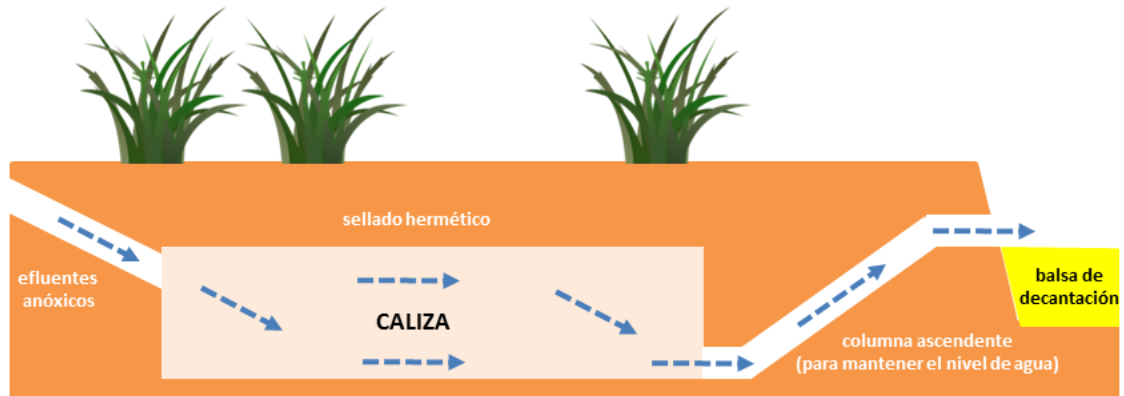
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### DRENAJE ANÓXICO CALIZO (ALD)



Esquema de funcionamiento de un sistema de drenaje anóxico calizo (ALD).



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### BARRERAS REACTIVAS PERMEABLES

#### DESCRIPCIÓN:

Los drenajes de mina contienen una gran cantidad de sólidos en suspensión y un alto contenido en sulfato y metales disueltos (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, etc.), alcanzando concentraciones de decenas y centenas de miligramos por litro, pudiendo ser ácidos o no, si bien los que suponen un mayor riesgo son los denominados drenajes ácidos de mina (AMD). Los métodos de tratamiento convencionales de AMD tienen un coste elevado, por lo que difícilmente podrán ser aplicados a las instalaciones de residuos mineros cerradas o abandonadas, máxime teniendo en cuenta que el problema puede llegar a perdurar varios cientos de años (Younger, 1997). Las barreras reactivas permeables (PRB por sus siglas en inglés), son un método pasivo para el tratamiento de las aguas ácidas de mina que afecten o se manifiesten como un flujo subterráneo. El dispositivo de tratamiento pasivo se configura como una pantalla permeable y reactiva dispuesta perpendicularmente a la dirección del flujo (USEPA, 1998; López-Pamo *et al.*, 2002). 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 (López-Pamo *et al.*, 2002). 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 Fe, etc.) (López-Pamo *et al.*, 2002), geoquímicamente escogidos para la eliminación de contaminantes (Vicente, 2015).

Simplificando, se podría considerar que una barrera permeable reactiva (PRB) es un SAPS (sistemas de producción sucesiva de alcalinidad) 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 (López-Pamo *et al.*, 2002). Scherer *et al.* (2000) clasifican las tecnologías utilizadas en las barreras reactivas permeables en función del proceso utilizado para la eliminación del contaminante: sorción (fijación pasiva *in situ* por sorción en el material reactivo, para lo cual se suelen utilizar materiales como la zeolita, lodos rojos, carbón activado, materiales húmicos, óxidos, etc.), precipitación química (utilizando reactivos como Fe de valencia cero u otros metales de valencia cero, cal, caliza, carbonatos y otras sales, que modifican las condiciones de pH y de óxido-reducción permitiendo la precipitación de los metales como hidróxidos) y tratamiento biológico (mediante la adición de compuestos orgánicos que permiten la reducción bacteriana de los sulfatos) (Hashim *et al.*, 2011).

Las barreras reactivas permeables se diseñan para ser ligeramente más permeables que los terrenos circundantes, manteniendo las condiciones hidrogeológicas a la vez que los contaminantes son tratados (Yin y Allen, 1999). El diseño más adecuado de las barreras reactivas permeables se realiza mediante el estudio previo de la localización, la realización de un modelo hidrogeológico apropiado y de ensayos en columna (Gavaskar, 1999). Gavaskar *et al.* (1998) determinan cuatro formas de disposición diferentes en función de las características de la fuente contaminante y del flujo hidrogeológico, si bien la forma de disposición más utilizada es la barrera continua (Hashim *et al.*, 2011). Los factores clave de diseño son: el tiempo de residencia, las dimensiones (longitud, altura, grosor), la profundidad a la que se instala, la permeabilidad y la proporción y cantidad total de cada uno de los materiales (Taylor *et al.*, 2005). Para que el tratamiento sea efectivo, el efluente debe presentar menos de 500 mg/l de acidez, caudales pequeños (menos de 1 L/s, si bien hay algunos casos en los que se tratan caudales de hasta 10 L/s) y una concentración de oxígeno relativamente baja (Taylor *et al.*, 2005). El tiempo de residencia recomendado





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

oscila entre 7 y 14 días (siendo el tiempo medio de residencia de 10 días) (Blackwater Gold Project, 2013).

Las barreras reactivas se suelen complementar con la instalación de humedales anaerobios o filtros rocosos para la eliminación del hierro residual, del manganeso y de los compuestos orgánicos disueltos resultantes de la reducción bacteriana de los sulfatos. La principal limitación de este sistema de tratamiento es la reducida vida útil de las barreras, debiendo procederse habitualmente a su reposición al quedar colmatadas con los precipitados formados (Vicente, 2015). No obstante puede ser un complemento de otra serie de medidas adoptadas para la minimización de la generación de aguas ácidas en los residuos (coberturas secas, impermeabilización, fitoestabilización, etc.), de modo que el conjunto de medidas adoptadas garantice la no generación de aguas ácidas más allá de la vida útil de la barrera o de la última reposición de la misma.

### EFECTO ESPERADO REDUCCIÓN DE RIESGOS

Minimización directa de los riesgos derivados de la emisión de efluentes contaminantes hacia las aguas subterráneas.

### MEDIDAS COMPLEMENTARIAS

Sistemas de canalización y recogida de lixiviados. Sistemas de tratamiento de aguas de mina superficiales. Encalados y enmiendas. Sistemas que impliquen la disminución de la infiltración de agua y difusión del oxígeno: medidas de sellado y cubrición de los residuos. Medidas encaminadas al establecimiento de una cubierta vegetal.

### REFERENCIAS

Alcolea, A., Ayora, C., Bernet, O., Bolzicco, J., Carrera, J., Cortina, J. L., Coscera, G., de Pablo, J., Domènech, C., Galache, J., Gibert, O., Knudby, C., Mantecón, R., Manzano, M., Saaltink, M. y Silgado, A. 2001. Barrera geoquímica. *Boletín Geológico y Minero*. Vol. Especial, 229-256.

Blackwater Gold Project. 2013. *Considerations for subsurface passive treatment using permeable reactive barriers and vertical flow biological reactors*. Appendix 2.6D-Permeable Reactive Barrier Treatment. Technical memorandum. Lorax Environmental Services Ltd. Vancouver, British Columbia.

Gavaskar, A.R. 1999. Design and construction techniques for permeable reactive barriers. *Journal of Hazardous Materials*, 68: 41-71.

Gavaskar, A.R., Gupta, N., Sass, B.M., Janosy, R.J., O'Sullivan, D. 1998. *Permeable Barriers for Groundwater Remediation: Design, Construction and Monitoring*. Battelle Press. Columbus, Ohio.

Hashim, M.A., Mukhopadhyay, S., Sahu, J.N., Sengupta, B. 2011. Remediation technologies for heavy metal contaminated groundwater. *Journal of Environmental Management*, 92: 2355-2388.



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

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

Scherer, M.M., Richter, S., Valentine, R.L., Alvarez, P.J.J., 2000. Chemistry and microbiology of permeable reactive barriers for in situ groundwater cleanup. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30: 363-411.

Taylor, J., Page, S., Murphy, N. 2005. A summary of passive treatment technologies for acid and metalliferous drainage (AMD). Prepared for the Australian Centre for Minerals Extension and Research (ACMER). *Fifth Australian Workshop on Acid Mine Drainage*. Fremantle, Western Australia.

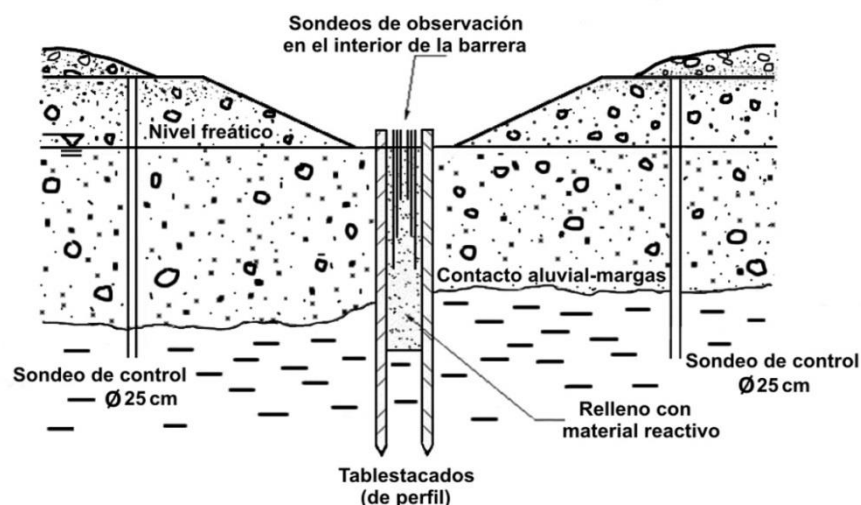
USEPA. 1998. *Permeable reactive barriers technologies for contamination remediation*. Office of Research and Development. EPA 600-R-98-125. Washington D.C.

Vicente, A. 2015. *Metodología para la remediación de Instalaciones de residuos mineros procedentes de la minería metálica orientada a la reducción del riesgo ambiental y al aprovechamiento de sus residuos*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas y Energía. Madrid. Inédito.

Yin, Y., Allen, H.E. 1999. *In-situ Chemical Treatment*. Technology Evaluation Report, TE-99-01. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. Pittsburgh, Pennsylvania.

Younger, P.L. 1997. The Longevity of Minewater Pollution: A Basis for Decision-Making. *Science of the Total Environment*, 194/195: 457-466.

## IMÁGENES



Esquema de una barrera reactiva permeable (modificado de: Alcolea *et al.*, 2001)



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### COBERTURAS SECAS

#### DESCRIPCIÓN:

Los residuos potencialmente generadores de acidez son una de las principales preocupaciones ambientales de la industria minera actual, a la hora de llevar a cabo la clausura de las operaciones. En este contexto, ha existido un importante esfuerzo de investigación para el desarrollo de técnicas que permitan prevenir o mitigar a largo plazo la generación de drenajes ácidos, limitando la entrada de agua y/u oxígeno en el cuerpo de los residuos mineros, protegiendo indirectamente el medio ambiente receptor situado en una posición aguas abajo de la instalación de residuos. Entre ellas, las llamadas coberturas o cubiertas secas están entre las que tienen más posibilidades de ser aplicadas a instalaciones de residuos mineros abandonadas. En residuos mineros abandonados no generadores de acidez, el empleo de coberturas secas puede tener sentido también para aislar residuos con elevados contenidos en elementos tóxicos o sales.

Según algunos autores, la técnica más eficaz para impedir la generación de acidez es el mantenimiento de los residuos completamente sumergidos bajo una cobertura de agua. Sin embargo, esta solución es prácticamente inviable en nuestro país para instalaciones abandonadas en las que no se habilitó desde el momento de cierre o abandono, como es el caso de la Mina Troya en Guipúzcoa. En la generalidad de los casos, tampoco cabe plantear esta solución para escombreras abandonadas. Esta solución solo es factible para nuevas minas, debido a los altos costos de reubicar los residuos existentes para colocarlos bajo el agua, o de construir estructuras para mantener las condiciones de inundación, por lo que se necesita una presa de retención de agua cuya integridad esté garantizada a largo plazo (idealmente a perpetuidad). Por otro lado, en todas aquellas instalaciones en las que ya se ha producido un frente de oxidación, la presencia de una lámina de agua puede no ser eficaz contra el progreso de la oxidación, si existe suficiente hierro férrico, además de que se promueve la filtración, que es una vía para movilizar productos de oxidación solubles presentes ya en el residuo (sulfatos y metales pesados). Además, las cubiertas de agua solo son posibles en lugares con balance hídrico positivo (es decir, la precipitación anual excede la evaporación/evapotranspiración), ya que esto implica un suministro de agua sobrante para mantener la superficie permanentemente cubierta (Barton-Bridges & Robertson, 1989). En caso contrario debe planificarse un aporte constante de agua procedente del exterior.

Por contraste con la cubrición de los residuos bajo una lámina de agua, se han denominado cubiertas o coberturas secas todas aquellas soluciones de cubrición de los residuos, simples o complejas, que van desde una sola capa de tierra hasta varias capas de diferentes tipos de materiales, incluyendo suelos nativos, residuos mineros no reactivos, materiales geosintéticos y materiales orgánicos que consumen oxígeno (MEND, 2004). Curiosamente, este tipo de coberturas nunca estarán completamente secas, como se comenta más abajo. Los objetivos principales de estos sistemas son: funcionar como una barrera de entrada para el agua y el oxígeno en los residuos subyacentes; funcionar como un medio de control de la liberación de contaminantes proporcionando una barrera a la infiltración de agua en los residuos, y proporcionar un medio capaz de mantener una vegetación permanente, de modo que la cubierta y los residuos queden protegidos de la erosión hídrica y eólica (MEND, 2004). Teniendo en mente las características de los residuos mineros abandonados, en los que los procesos de oxidación han generado ya condiciones de elevada movilidad de elementos potencialmente tóxicos, se puede añadir: proporcionar un medio que limite la entrada de dichos elementos a las cadenas tróficas, mediante la limitación del ascenso capilar en climas secos o con periodo seco prolongado. En ocasiones, las cubiertas incluyen capas



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

ricas en elementos neutralizantes o en materiales consumidores de oxígeno (materia orgánica), como complemento de otras capas. Se ha señalado que el establecimiento de materiales muy ricos en materia orgánica sobre residuos piríticos ya oxidados puede ser contraproducente, ya que estos contendrán normalmente minerales secundarios (oxi-hidróxidos de hierro) que pueden llevar asociadas altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos coprecipitados o adsorbidos. Las reacciones de disolución reductiva, resultantes de la adición de materiales ricos en carbono orgánico, pueden removilizar dichos elementos (p. ej.: Ribet *et al.*, 1995). Sin embargo, de la revisión de abundante bibliografía, no parecen deducirse evidencias de que esto ocurra de forma generalizada en condiciones de campo (con vegetación), y menos en climas secos. En residuos mineros abandonados, las coberturas pueden establecerse con posterioridad a tratamientos que buscan una estabilización de las capas más superficiales de los residuos, mediante la aplicación de cenizas volantes, fuentes de fósforo, óxidos de magnesio, residuos alcalinos de aluminio, caliza, etc.

La industria minera ha etiquetado los sistemas de cobertura según la función principal que se les atribuye (O'Kane & Ayres, 2012), distinguiéndose varios tipos básicos (Barton-Bridges & Robertson, 1989; O'Kane & Wels, 2003; MEND, 2004):

**Coberturas de suelo saturado.** Las coberturas de suelo saturado son un método alternativo para asegurar el aislamiento de los desechos de la exposición al oxígeno, pero eliminando la necesidad de grandes extensiones de agua libre. Conceptualmente implican el uso de un material grueso (idealmente grava) con una proporción significativa de espacios vacíos que deben permanecer en un estado perpetuamente saturado. Esta capa saturada puede estar en la superficie o en profundidad, es decir, permitiría la existencia de otra capa de cubierta superior que puede, por ejemplo, sostener la vegetación. Generalmente, no es económicamente factible en climas áridos y semiáridos o de balance hídrico negativo. En estos ambientes, es de suponer que el sistema de cobertura se someterá a períodos de sequía prolongados y, por lo tanto, el efecto de aislamiento desaparecerá en esos periodos. Aparte de lo anterior, el principal inconveniente para aplicarlo a residuos mineros abandonados, es que, al igual que con la cubierta de agua, puede ser inútil si ya existen cantidades significativas de productos de oxidación, aunque en este caso cabe la posibilidad de añadir elementos neutralizantes que reduzcan el contenido en hierro férrico por precipitación antes de colocar la cobertura (Bussiere, 2009).

**Coberturas de control de la infiltración o de baja permeabilidad.** Las coberturas de baja permeabilidad (también conocidas como cubiertas para el control de la infiltración de agua o cubiertas convencionales) trabajan sobre el principio de limitar físicamente y/o prevenir la infiltración de agua, aunque también limitan el ingreso de oxígeno. Normalmente los criterios de diseño se asemejan a los empleados en proyectos de vertederos o rellenos sanitarios, en los que el criterio clave es, como mínimo, obtener una combinación adecuada de espesor y conductividad hidráulica saturada fijada de antemano. Si el residuo se ha oxidado significativamente, una cubierta que controle la infiltración o percolación por debajo de ella podría ser todavía beneficiosa, limitando la profundización del frente de oxidación hacia capas con mayor potencial neto de generación de acidez. Las barreras físicas pueden presentarse en muchas formas diferentes, incluyendo suelos naturales de baja permeabilidad, o barreras sintéticas impermeables, tales como geomembranas, geocompuestos bentoníticos, etc. Sin embargo, los revestimientos sintéticos tienen una vida útil limitada (la garantía del fabricante normalmente está limitada a unos 20 a 40 años), y existe la posibilidad de que el plan de rehabilitación tenga que considerar el reemplazo completo del revestimiento, una vez transcurrido un lapso de tiempo. Por último, los revestimientos sintéticos no pueden construirse



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

en pendientes pronunciadas, por lo que idealmente, no se debe superar una inclinación de 18-19° (33%) en pendientes cortas y 11-12° (20%) en pendientes más largas. Las capas naturales de suelo de baja permeabilidad funcionan mejor en climas con balance hídrico positivo, preferentemente no sujetos a ciclos de congelación-descongelación o de humectación y secado. En ambos casos, la capa impermeable debe protegerse mediante el aporte de otras capas sobre ella. La capa de baja permeabilidad puede estar compuesta de residuos finos de flotación no generadores de acidez. Igualmente, se considera incorrecto permitir que la vegetación se establezca directamente sobre una capa compacta de baja permeabilidad, si esto fuera posible, debido a que la conductividad hidráulica y el rendimiento del diseño se verán comprometidos. Si se adopta una cubierta de una sola capa, usando sólo el material de baja permeabilidad compactada, entonces el grosor debe aumentarse apropiadamente para permitir que al menos un espesor importante del suelo compactado de baja permeabilidad no sea penetrado por las raíces ni afectado intensamente por la inevitable edafización. Por otro lado, es imprescindible proteger la capa impermeable de la erosión mediante una cubierta de suelo-vegetación. Por todas estas razones, la construcción de una cubierta de baja permeabilidad conlleva necesariamente el aporte de otra u otras capas que deben permitir el establecimiento de la vegetación, o proteger de otro modo de la erosión, por ejemplo siendo rematadas con mulch de piedra o enrocados. Es fundamental observar que mientras la percolación neta estará restringida por la presencia de la capa de baja permeabilidad, la capacidad del medio de crecimiento vegetal para almacenar y liberar humedad permanecerá como un factor significativo que influye en la percolación neta hacia el residuo subyacente. Si estas capas de protección no tienen la capacidad de suministrar la humedad necesaria para satisfacer la evapotranspiración durante periodos secos, esta demanda de humedad se extenderá a la capa de barrera. Dicho esto, el principal beneficio que se espera obtener de la capa compactada será retener el agua durante un tiempo suficiente para permitir que la humedad sea evaporada, transpirada o se drene hacia los laterales, para lo que puede ser necesaria, además, una capa drenante. Independientemente del diseño de una cubierta limitadora de la infiltración, no se puede nunca presumir que vaya a estar garantizada una filtración igual a cero. En lugar de ello, el equipo responsable debe apuntar a diseñar un sistema que minimice la percolación a valores ambientalmente seguros. La cuantificación de esta percolación hacia los residuos, aunque finita, plantea retos importantes.

**Coberturas de ruptura capilar.** Una cobertura de ruptura capilar puede usarse para limitar la infiltración y para evitar que los contaminantes de un depósito de residuos entren en el material de la cubierta. Trabaja colocando un suelo de grano fino sobre un suelo de grano grueso, es decir requiere un mínimo de dos capas, a las que habrá que sumar las de protección. El suelo fino debe acercarse a la saturación antes de permitir que el flujo pase a través de la capa que hace de barrera capilar inferior. El diseño correcto de una barrera capilar depende de las propiedades hidráulicas de los dos materiales (fino y grueso). Para reducir la evaporación y, por tanto, el agrietamiento de la superficie de la capa de suelo de grano fino, también se puede incorporar otra capa granular superpuesta de grano grueso. Una capa de ruptura capilar también puede ser útil para mantener un alto grado de saturación en una cubierta, de tal manera que actuaría como una barrera de oxígeno. Especialmente sobre depósitos de residuos mineros de grano fino, una barrera capilar debajo de la barrera de infiltración puede ser útil para evitar el ascenso de agua capilar contaminada desde los residuos hasta la parte superior de la cubierta en periodos secos. En definitiva, es típico que las coberturas de este tipo tengan entre tres y cinco capas diferentes (Bussiere, 2009).

**Coberturas de almacenamiento y liberación.** Las coberturas de almacenamiento y liberación o descarga, también llamadas de evapotranspiración o de balance hídrico, se basan en la capacidad de los suelos de





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

textura fina para almacenar la infiltración durante los períodos más húmedos y en la evapotranspiración para eliminar el agua almacenada durante los períodos secos (Albright *et al.* 2004, 2010; Benson y Khire, 1995). Las barreras más simples o monolíticas (construidas con materiales homogéneos en todo el espesor) pueden funcionar como barreras de almacenamiento y liberación si el espesor, la textura y las condiciones climáticas, se controlan para que el funcionamiento quede garantizado. Es decir, se puede utilizar una capa superficial homogénea, con una textura conocida, y que posea una capacidad de almacenamiento suficiente para retener el agua durante los eventos de lluvia. Después del aumento en el almacenamiento de humedad, se debe esperar que una porción suficiente del agua sea evapotranspirada durante los períodos de sequía, reduciendo de este modo la infiltración neta a través del sistema. La conductividad hidráulica de los suelos de baja plasticidad utilizados típicamente en cubiertas de evapotranspiración, en condiciones saturadas, es mayor que la conductividad hidráulica de los materiales típicos empleados en barreras de infiltración. Sin embargo, bajo condiciones insaturadas, la conductividad hidráulica de los suelos de baja plasticidad puede ser menor que la de las arcillas. Este tipo de cubiertas también han sido denominadas, en la literatura, coberturas de suelo-planta, asumiendo implícitamente la importancia de la vegetación en su funcionamiento. Una cubierta vegetal bien establecida puede evapotranspirar millones de litros por hectárea en la estación de crecimiento. De hecho, estos sistemas se pueden diseñar para aceptar la mayor cantidad de lluvia posible, minimizando el escurrimiento y la erosión asociada, gracias a la protección proporcionada por la vegetación. Por lo general, se utilizan plantas nativas que sobreviven a las condiciones climáticas del lugar. Se ha señalado que este tipo de cubiertas son menos vulnerables que las barreras de arcilla a la desecación y el agrietamiento durante y después de la instalación, son relativamente fáciles de construir y de reparar, requieren bajo mantenimiento y pueden construirse con una gama razonablemente amplia de materiales. También se ha afirmado que este tipo de sistemas de cobertura son más tolerantes a asentamientos significativos debido a su naturaleza monolítica, y más estables en pendientes, porque no presentan superficies de debilidad entre capas (Ayres & O'Kane, 2013). Una mejora habitual en estos sistemas es la incorporación (sobre todo en pendiente) de una capa de ruptura capilar y drenaje o derivación, o una capa de baja permeabilidad en la base del sistema de cobertura. Como se ha visto, en el desarrollo de las cubiertas secas, en general, juega un papel fundamental la física y la hidrología de los suelos no saturados. Sin embargo, todos los tipos de cubiertas comentados se pueden beneficiar de una buena elección de las capas superiores que soportarán vegetación y proporcionarán protección frente a la erosión, y que, en esencia, son capas de almacenamiento y descarga. Por ello, las capas o cubiertas de almacenamiento y descarga representan en mayor medida un punto de encuentro con el enfoque orientado a la creación de sustitutos de suelo, nuevos suelos o tecnosoles de diseño, cuyas bases fundamentales son la química y biología del suelo. Como expresaron Keller *et al.* (2010), una cubierta de almacenamiento y liberación adecuadamente diseñada utilizará material con estructura y contenido en nutrientes adecuados para soportar la vegetación, y con propiedades hidráulicas que permitan un almacenamiento suficiente del agua del suelo para retener el agua infiltrada a partir de la lluvia o de la fusión de la nieve.

La complejidad de cualquier diseño de sistema de cobertura depende de varios factores, incluyendo el régimen climático en el sitio, la reactividad y textura de los residuos mineros, el comportamiento hidrogeológico de la instalación, y las propiedades físicas y químicas de las materias primas que pueden estar disponibles localmente para su construcción (Ayres & O'Kane, 2013). Algunos ejemplos de diferentes configuraciones de capas de cobertura, desde las muy simples a las más complejas, pueden encontrarse en Barton-Bridges & Robertson (1989) y en Albright *et al.* (2004). Más adelante se muestra una imagen en la que aparecen algunas configuraciones esquemáticas de coberturas.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBABILIDAD EFICAZ PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

El clima local es un aspecto fundamental para el diseño de los sistemas de cobertura. Una primera aproximación al tipo de cobertura que conviene emplear en una localización determinada se obtiene de la caracterización de una estación meteorológica cercana a la instalación según el sistema de zonas de vida de Holdridge (1967), partiendo del dato de precipitación anual y el valor calculado de la biotemperatura anual, tal y como se propone en INAP (2014). En función de la ubicación de la estación en relación con las diferentes zonas delimitadas en el diagrama de zonas de vida de Holdridge, se proponen recomendaciones sobre el tipo de cobertura apropiado (ver imagen más adelante). En el caso de España, la mayoría de las zonas con abundantes instalaciones de residuos mineros abandonadas estarían en la zona de estepas y bosques secos, con un cociente entre la evapotranspiración calculada según Holdridge y la precipitación media anual comprendidos entre 1 y 2. En esta zona, se recomiendan coberturas que impidan la infiltración. Solamente la Sierra de Cartagena y alguna otra localización estarían ubicadas en las zonas semiáridas a desérticas, con valores del cociente entre la evapotranspiración calculada según Holdridge y la precipitación superiores a 2, para las que se recomiendan cubiertas de almacenamiento y liberación. Hay que tener en cuenta que estas recomendaciones están pensadas fundamentalmente para minas activas, en las que se busca impedir completamente la posibilidad de oxidación de los residuos generadores de acidez. Como ya se ha dicho, en instalaciones abandonadas, la oxidación de las capas superficiales ya se ha producido y, aunque las capas oxidadas suelen presentar cantidades importantes de elementos tóxicos solubles y sales, pueden considerarse como parte del aislamiento de las capas inferiores no oxidadas, en las que el potencial de generación de acidez está intacto. Intuitivamente, parece que, siempre y cuando sean dotadas de suficiente capacidad de almacenamiento de humedad, las coberturas de almacenamiento y descarga pueden ser de utilidad en muchas instalaciones españolas no situadas en clima semiárido. Otra aproximación que parece apoyar esta intuición es la que proponen Albright *et al.* (2004). Según estos autores si se aplican los criterios de la UNESCO (1979) para la delimitación de zonas áridas, las coberturas de almacenamiento y liberación, cuando se diseñan correctamente, pueden funcionar en climas subhúmedos o más secos, en los que el índice de aridez (precipitación anual dividida por evapotranspiración potencial calculada por el método de Penman) es inferior o igual a 0,75. Si este criterio es válido en nuestro país, muchas de las zonas con instalaciones mineras abandonadas estarían dentro del rango de valores en el que sería teóricamente factible emplear cubiertas de almacenamiento y descarga.

Después de una primera valoración sobre cuál puede ser el tipo de cobertura con mayores probabilidades de cumplir los objetivos, en función del clima, el tipo de residuo y de materiales disponibles, y la topografía, el diseño de la cobertura debe encarar una serie de tareas enfocadas a obtener modelos numéricos que sirvan de base para justificarlo, teniendo en cuenta las características de los materiales disponibles y los datos climáticos. Este diseño y predicción requieren conocimientos y práctica en la aplicación de la hidrología de la zona no saturada (p. ej.: Yanful & Lin, 1998; Swanson and O'Kane, 1999). No hay procedimientos estándar o "recetas" para diseñar cubiertas de suelo. No obstante existen algunas guías de carácter general que pueden ser de gran utilidad (MEND, 2004; Wilson *et al.*, 2007; Albright *et al.*, 2010). El diseño y análisis del sistema de cobertura normalmente consistiría en una modelización unidimensional suelo-atmósfera y otra bidimensional del comportamiento saturado-insaturado del material a emplear. En general, los objetivos de la modelización unidimensional suelo-atmósfera son: comparar el rendimiento de diseños alternativos (es decir, capa única, sistemas de cobertura multicapa y espesor de las capas); predecir la filtración neta de la humedad al residuo subyacente, y evaluar la capacidad de sistemas de cobertura alternativos para limitar la entrada de oxígeno atmosférico en el residuo subyacente. En realidad, como advierten Ayres & O'Kane (2013), la modelización debe considerar el sistema suelo-planta-atmósfera, es decir: sistema de cobertura-vegetación-atmósfera. El objetivo de



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

cualquier modelo bidimensional del comportamiento saturado-insaturado del suelo es evaluar el rendimiento del sistema en condiciones de pendiente. Existen muchas herramientas o aplicaciones informáticas que han sido empleadas para las tareas de modelización, la mayoría de las cuales se citan en las referencias incluidas más adelante. Las herramientas, incluyendo las experiencias del usuario, tienen diferentes capacidades y limitaciones. Corresponde al diseñador entender las premisas teóricas en las que se basan y, con un objetivo de diseño en mente, aplicar dichas herramientas de manera metódica para que haya una seguridad razonable de que las salidas generadas son representativas de las posibilidades reales.

Es útil partir de un modelo preliminar para determinar qué alternativas del sistema de cubierta pueden tener mayores posibilidades de éxito. Esto a menudo implica variar el espesor y la disposición de los materiales de cubierta disponibles. En general, durante la etapa preliminar se utiliza un promedio "sintético" del año climático y un promedio de las propiedades de cada material de cubierta y del residuo subyacente. Ese año climático promedio sintético se obtiene haciendo un promedio de cada parámetro diario del clima para todo el período de registro. Por ejemplo, la precipitación el 1 de enero del año climático promedio sintético sería la media de todos los datos del 1 de enero para cada año del registro climático disponible. El objetivo es suavizar el proceso de modelización al eliminar las altas precipitaciones y otras condiciones climáticas extremas (MEND, 2004). Sin embargo, los sistemas de cobertura se deben diseñar para dar respuesta frente a los registros de datos climáticos de un número suficiente de años antes que a un año promedio. En efecto, la percolación neta pronosticada a partir del registro de precipitación media o mediana para un sitio dado puede no ser representativa de la infiltración media a largo plazo de un sistema de cobertura. La magnitud y la ocurrencia de varios eventos importantes de lluvia durante el año, junto con las condiciones de humedad anteriores a los eventos, desempeñan un papel importante en el cálculo de la percolación neta a través de un sistema de cobertura. Por lo tanto, la evaluación del comportamiento medio del sistema de cobertura a largo plazo, usando el año climático promedio, puede de hecho resultar en una percolación neta pronosticada que no es representativa de la percolación neta media. Una evaluación detallada de la percolación a largo plazo de un sistema de cobertura debe determinarse a partir de un análisis estadístico de la percolación neta pronosticada para cada año del registro climático. Esta metodología permite incorporar el efecto de las condiciones de humedad antecedentes, así como la ocurrencia e intensidad de la precipitación diaria al determinar la percolación neta media a largo plazo (MEND, 2004). Por otro lado, se comprende que para estas evaluaciones se deben emplear datos de los materiales disponibles. El programa de caracterización de los materiales debe incluir diversos parámetros hidráulicos (por ejemplo, la conductividad hidráulica saturada y la retención de humedad o la curva característica del agua del suelo) y parámetros físicos (por ejemplo, peso específico, densidad o proporción de huecos, granulometría, compactabilidad, etc.) para la entrada al modelo numérico de diseño. El contenido de humedad y la densidad de los materiales deben determinarse *in situ*, para facilitar la preparación adecuada de las muestras de laboratorio (es decir, representativas de las condiciones de campo) y para proporcionar las condiciones iniciales para las pruebas numéricas. La determinación de las diversas características geotécnicas requiere tanto una investigación de campo como un programa de pruebas de laboratorio.

La tasa de percolación a largo plazo podría evaluarse mediante la simulación numérica de todo el registro meteorológico de varias décadas o un registro muy largo generado con un generador de datos meteorológicos basado en las estadísticas meteorológicas de la estación elegida. Según Ayres & O'Kane (2013), el diseño del sistema y, en particular, la predicción de las tasas de percolación neta a largo plazo, debería implicar simulaciones numéricas utilizando una base de datos de, al menos, 50 a 100 años de





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

registros diarios de estaciones. Cada año de la base de datos de clima a largo plazo se debe ejecutar continuamente para cada alternativa de diseño de cubierta, teniendo en cuenta las condiciones de humedad antecedentes. Esto permite dibujar curvas, como las que se muestran más abajo (ver imágenes), para cada alternativa de cobertura, proporcionando una idea del riesgo de excedencia de una cierta tasa neta de percolación para una instalación de residuos mineros concreta. Ayres & O'Kane (2013) sugieren que, en un contexto general, las coberturas pueden seleccionarse en función de la percolación que son capaces de permitir:

- Tasas de percolación neta **muy baja**, son aquellas que tienen una alta probabilidad de que la tasa de percolación neta para un año dado esté entre 1% y 5% de la precipitación.
- Tasas de percolación neta **baja** son aquellas que tienen una alta probabilidad de que la tasa de percolación neta para un año dado esté entre el 5% y el 15% de la precipitación.
- Tasas de percolación neta **moderada** son aquellas que tienen una alta probabilidad de que la tasa de percolación neta para un año dado esté entre 10% y 40% de la precipitación.

Conviene también realizar un análisis de sensibilidad con respecto a las propiedades del material y las condiciones climáticas con la alternativa más prometedora, para confirmar el rendimiento en varios escenarios. El análisis de sensibilidad también permitirá comprender mejor el comportamiento frente a: condiciones climáticas extremas, cambios climáticos a largo plazo, y cambios de las condiciones y propiedades de los materiales debido a factores biológicos, físicos y químicos (MEND, 2004). De hecho, el trabajo de cálculo numérico se puede complicar todo lo que se quiera si se acoplan los resultados de los análisis comentados con herramientas de predicción de la erosión, de especiación geoquímica, de flujo de transporte en aguas subterráneas o de evolución y desarrollo de la vegetación. Por ejemplo, la pérdida del suelo (debido a la erosión del material de la cobertura) puede resultar en niveles elevados de sedimentos suspendidos en las aguas superficiales cercanas así como a un aumento significativo en las concentraciones de metales disueltos, si la pérdida del suelo es tan severa que los residuos mineros se erosionen también. Además, una erosión significativa del material de cobertura a lo largo del tiempo puede potencialmente incrementar la percolación neta, afectando negativamente a la calidad del agua superficial. La densidad de vegetación (en la superficie de la cubierta) también puede tener un impacto indirecto (positivo) en la calidad del agua superficial reduciendo la erosión y/o la percolación neta (O'Kane & Wels, 2003). Toda la complejidad implicada en los procesos que pueden afectar a un sistema de cobertura puede llegar a ser un elemento disuasorio para un riguroso análisis y, con frecuencia, conduce al análisis de sólo unos cuantos escenarios de cobertura seleccionados en los que se supone que todos los parámetros que influyen en el rendimiento del sistema se conocen y se mantienen constantes. Lo contrario llevaría a que se necesiten numerosos análisis de sensibilidad. Al revisar los resultados del análisis de sensibilidad del diseño de la cubierta para escenarios seleccionados, cualquiera de los diseños de cobertura que se demuestre que cumplen con estándares, o que funcionen mejor que un valor prefijado, podrían ser usados para el diseño final. Si la evaluación indica que ninguno de los diseños del sistema de cubierta propuestos cumple, este debe ser modificado y el proceso de evaluación debe repetirse (O'Kane & Wels, 2003).

La mayoría de la literatura general existente sobre el diseño de este tipo de coberturas recomienda validar los resultados numéricos utilizando condiciones controladas. Con este propósito, se pueden utilizar ensayos a escala reducida, tales como las columnas de lixiviación instrumentalizadas, para los sistemas de cobertura instalados en una superficie plana. Las columnas se pueden instalar en el laboratorio o fuera de él para exponer las columnas a condiciones climáticas reales. La información obtenida de estos experimentos debe correlacionarse con los resultados de la modelización (Wilson *et al.*, 2007). Los ensayos



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

también se pueden desarrollar en campo, a una escala de parcela. Puede ser necesario construir varias parcelas experimentales (en una superficie plana o inclinada) para comparar diversos tipos de cobertura y para identificar el comportamiento que tendrían en condiciones reales (p. ej.: Albright *et al.*, 2004). Los resultados de estos ensayos experimentales se pueden utilizar para validar las herramientas numéricas y para perfeccionar la configuración final de la cobertura. Cuando un diseño es satisfactorio, puede iniciarse la construcción, considerando un factor de seguridad sobre el diseño final de la cobertura. Algunos autores destacan la importancia de que el proceso de diseño culmine en unas especificaciones técnicas detalladas, así como en un control de calidad del proceso constructivo (Rykaart *et al.*, 2006; Ayres & O’Kane, 2013), si se quiere evitar que los equipos responsables de la construcción lleven a cabo una simplificación del diseño sobre la marcha, lo que puede comprometer el comportamiento futuro. Otro aspecto fundamental es la interdependencia de la construcción de la cobertura con otros importantes capítulos del proyecto de rehabilitación. Por ejemplo, se ha señalado que la mala gestión de las aguas superficiales y la inestabilidad de la superficie son factores comunes que conducen al fracaso de los sistemas de cobertura sobre residuos mineros en todo el mundo (MEND, 2004). Después de la etapa de construcción, la cobertura debe ser instrumentada y monitorizada. Dos buenas guías para conocer los métodos de monitorización son MEND (2004) y Wilson *et al.* (2007). El modelo numérico utilizado en la etapa de diseño se debe recalibrar si fuera necesario. El seguimiento también permite identificar cualquier cambio significativo a largo plazo en cuanto a la eficacia de la cobertura para limitar la infiltración del agua. No hay pautas o estándares específicos sobre la teórica vida útil de diseño para las coberturas secas que se proyectan en minas activas, dejando la decisión del diseño a la discreción del operador de la mina. Algunas compañías mineras adoptan explícitamente períodos de vida de 100, 200 o incluso 500 años, durante los cuales se espera que la cobertura responda de acuerdo con la intención original del diseño (Rykaart *et al.*, 2006). A pesar de todo lo anterior, parece que puede aceptarse de modo general que cuanto más simple es un diseño, más posibilidades tiene de resistir la evolución a que le someterán los procesos de humectación y secado, hielo y deshielo, y el desarrollo de la vegetación (Ayres & O’Kane, 2013). Parece claro que estos procesos afectan en mayor medida a las coberturas pensadas como barrera frente a la infiltración. Idealmente, estos procesos, así como los procesos de erosión y sedimentación, ligados a la escorrentía superficial y a la pendiente de las formas de las instalaciones, deberían ser anticipados por las modelizaciones empleadas en el diseño. En particular, los procesos edafogénicos cambiarán inevitablemente las propiedades físicas e hidráulicas de las coberturas (Waugt *et al.* 2003), a veces en varios órdenes de magnitud. Además, al menos en el corto plazo, los suelos de cobertura tienen a ser cada vez más similares con el paso del tiempo, eliminando muchas de las diferencias que existían inmediatamente después de su construcción. Los cambios en las propiedades hidráulicas pueden ser limitados por el uso de suelos menos propensos al cambio de volumen (suelos de textura gruesa o suelos con menos plasticidad) y colocando el suelo con métodos que dan como resultado una estructura del suelo menos propensa al cambio. Las condiciones de colocación que dan como resultado que el suelo tenga características similares a las observadas en los perfiles análogos de suelos existentes en el entorno cercano probablemente resultarán en cubiertas menos propensas a cambios en el rendimiento hidráulico con el tiempo (Benson *et al.*, 2007). Todos los que participan en el diseño de los sistemas de cobertura deben reconocer la necesidad de trabajar con la naturaleza y no en contra de ella o ignorándola. El funcionamiento con garantías a muy largo plazo requerirá que se puedan anticipar todos los posibles cambios, siendo probable que no existan todos los conocimientos necesarios para hacer esto una realidad en cualquier sitio, y será necesaria mucha investigación todavía, incorporando datos y métodos de trabajo de la edafología y la ecología. No obstante, estas tecnologías pueden ser muy útiles en instalaciones abandonadas, aceptando un control y seguimiento prolongado.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### EFFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento y de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica. Anulación de la posibilidad de contacto directo sobre los residuos. Reducción de la generación de efluentes contaminantes por infiltración de agua a través de la masa de residuos.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Remodelación topográfica. Medidas para la estabilización química o microencapsulado. Medidas para el control de la escorrentía superficial. Medidas estructurales complementarias para el control de la erosión. Implantación de vegetación.

### REFERENCIAS

Albright, W.H., Benson, C.H., Gee, G.W., Roesler, A.C., Abichou, T., Apiwantragoon, P., Lyles, B.F., and Rock, S.A. 2004. Field water balance of landfill final covers. *Journal of Environmental Quality*, 33: 2317-2332.

Albright, W.H., Benson, C.H., and Waugh, W.J. 2010. *Water balance covers for waste containment: Principles and practice*. ASCE. Reston, Virginia.

Apiwantragoon, P., Benson, C.H., and Albright, W.H. 2015. Field Hydrology of Water Balance Covers for Waste Containment. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 04014101.

Ayres, B. and O'Kane, M. 2013. Mine waste cover systems: An international perspective and applications for mine closure in New Zealand. *AusIMM New Zealand Branch Annual Conference*. Nelson, New Zealand.

Barton-Bridges, J.P., and Robertson, M.G. 1989. Design and Reclamation of Mine Waste Facilities to Control Acid Mine Drainage. *Joint Conference of CLRA and ASMR*. Calgary, Canada. pp. 717-728.

Benson, C.H., and Khire, M. V. 1995. Earthen covers for semi-arid and arid climates. In: Dunn, J. and Singh, U. (eds). *Landfill Closures: Environmental Protection and Land Recovery*. Geotechnical Special Publication 53. ASCE. New York. pp. 201-217.

Benson, C., Sawangsuriya, A., Trzebiatowski, B., and Albright, W. 2007. Pedogenic Effects on the Hydraulic Properties of Water Balance Cover Soils. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 133 (4): 349-359.

Bussiere, B. 2009. Acid Mine Drainage from Abandoned Mine Sites: Problematic Acid Reclamation Approaches. *International Symposium on Geo-environmental Engineering*. Hangzhou, China. pp. 111-125.

Holdridge, L.R. 1967. *Life zone ecology*. Tropical Science Center. San Jose, Costa Rica.

INAP (The International Network for Acid Prevention). 2014. *GARD (Global Acid Rock Drainage) Guide*. <http://www.gardguide.com/index>, consultado en Junio 2017.

**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE  
PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN  
DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS  
CERRADAS O ABANDONADAS**

Keller, J., Milczarek, M., Yao, T.M., and Buchanan, M. 2010. The effect of tailings characteristics on cover system success. *14th International Conference on Tailings and Mine Waste*. Vail, Colorado.

MEND (Mine Environment Neutral Drainage). 2004. *Design, construction and performance monitoring of cover systems for waste rock and tailings*. Canadian Mine Environment Neutral Drainage Program, Project 2.21.4, July.

O'Kane, M., and Wels, C. 2003. Mine waste cover system design-linking predicted performance to groundwater and surface water impacts. *Proceedings of 6th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*. Cairns, Queensland.

O'Kane, M. and Ayres, B. 2012. Cover systems that utilise the moisture store-and-release concept—do they work and how can we improve their design and performance? *Mine Closure*. Brisbane, Queensland.

Ribet, I., Ptacek, C.J., Blowes, D.W., and Jambor, J.L. 1995. The potential for metal release by reductive dissolution of weathered mine tailings. *Journal of Contaminant Hydrology*, 17: 239-273.

Rykaart, M., Hockley, D., Noel, M. and Paul, M. 2006. Findings of International Review of Soil Cover Design and Construction Practices for Mine Waste Closure. *Seventh International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*. St. Louis, Missouri.

Swanson, D.A., and M. O'Kane. 1999. Application of unsaturated zone hydrology at waste rock facilities: Design of soil covers and prediction of seepage. *16th Annual Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation*. Scottsdale, Arizona.

UNESCO. 1979. *Map of the world distribution of arid regions: Explanatory note*. MAP Technical Notes 7, UNESCO, 54 p. + Map. Paris.

Waugh, J., Link, S., McDonald, E. Rhode, D., and Sharpe, S. 2003. *Characterization of the Environmental Envelope for the Design of Long-Term Covers: Close out Report*. Environmental Sciences Laboratory, U.S. Department of Energy. Grand Junction, Colorado.

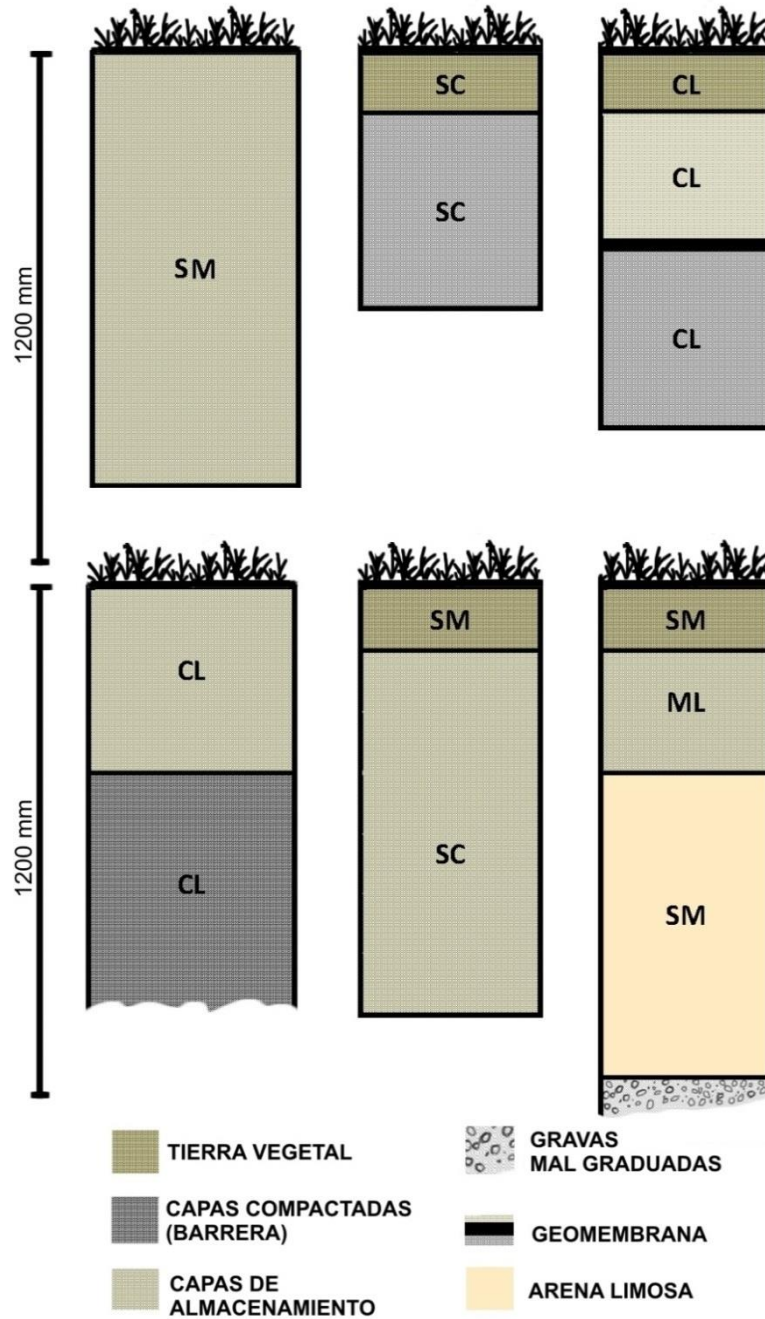
Wilson W., Bussiere, B., Guerrero, J. 2007. *Guía para el diseño de coberturas de depósitos de residuos mineros*. Dirección General de Asuntos Ambientales Mineros. Ministerio de Energía y Minas del Perú. [http://www.minem.gob.pe/minem/archivos/file/DGAAM/guias/XXII\\_Coberturas.pdf](http://www.minem.gob.pe/minem/archivos/file/DGAAM/guias/XXII_Coberturas.pdf)

Yanful, E.K., and Lin, M. 1998. An integrated Approach to Designing Soil Covers for Reactive Mine Waste. *51st Canadian Geotechnical Conference*. Edmonton, Alberta.



# CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

## IMÁGENES

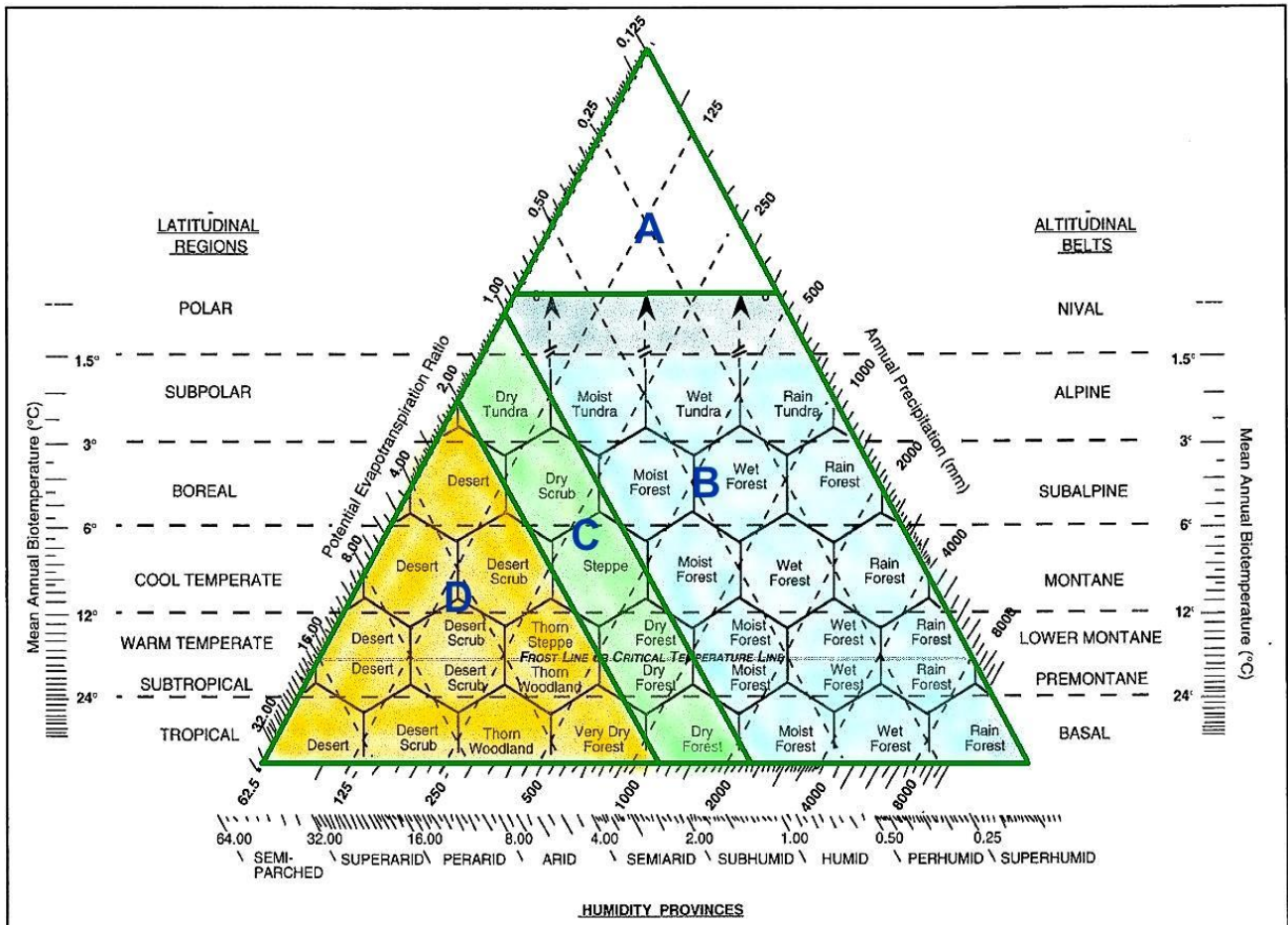


Algunos diseños reales de coberturas secas con vegetación herbácea (modificado de Apiwantragoon *et al.*, 2015). Las letras designan las categorías correspondientes al Sistema Unificado de Clasificación de Suelos: CL, arcilla de baja plasticidad; ML, limo de baja plasticidad; SC, arena arcillosa; y SM, arena limosa.





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

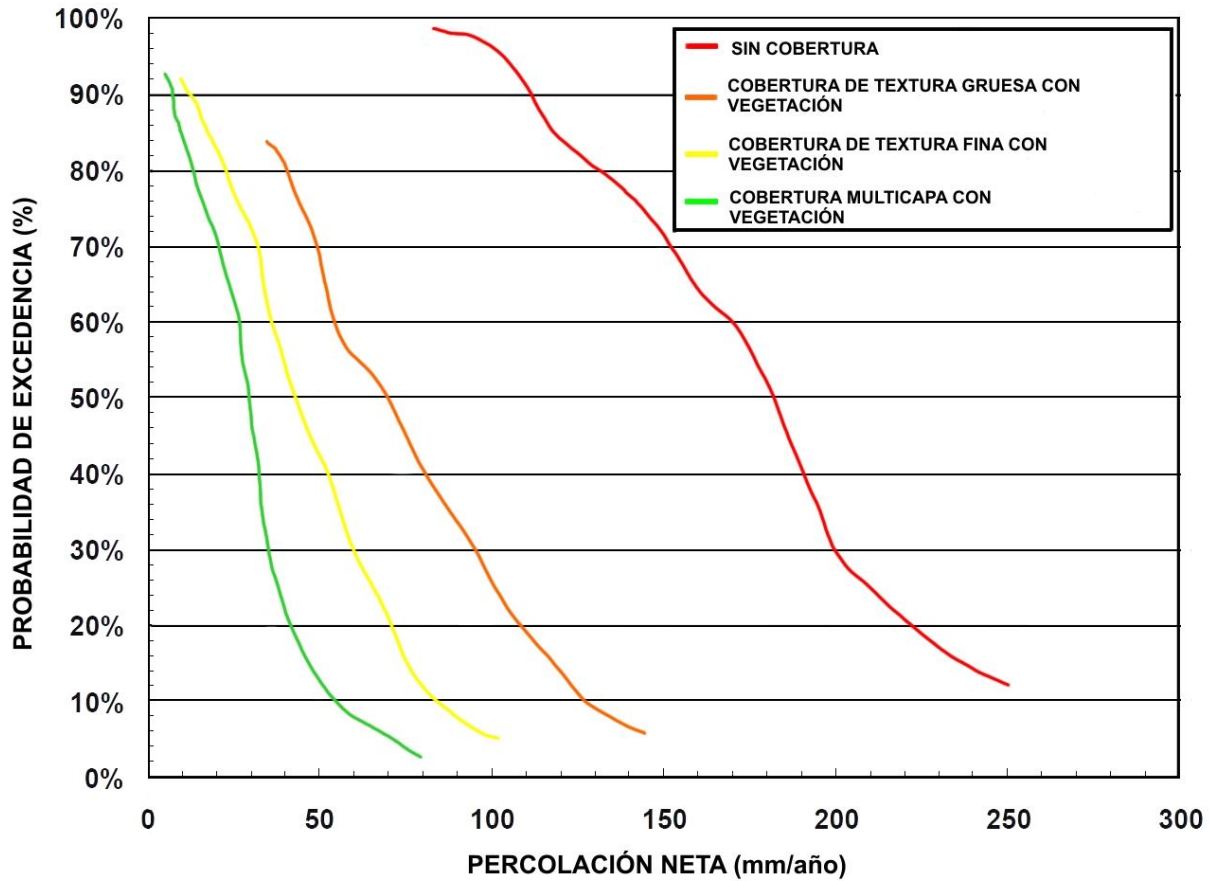


Zonas delimitadas dentro del diagrama de Holdridge para la preselección general de los tipos de cubiertas secas más apropiados. Las recomendaciones proceden de INAP (2014). A) Zona de importantes efectos de congelación, permafrost. Cubiertas térmicas.

- B) Zona de evapotranspiración de Holdridge inferior a la precipitación media anual. Coberturas de agua, coberturas de suelo saturado, coberturas con barrera a la infiltración y al oxígeno C) Zona de evapotranspiración de Holdridge superior a la precipitación media anual, pero sin doblarla. Coberturas con barrera a la infiltración. D) Zona de evapotranspiración de Holdridge superior a dos veces la precipitación media anual. Coberturas de almacenamiento y liberación.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Curvas hipotéticas que relacionan la probabilidad de excedencia de valores de percolación neta hacia los residuos mineros para diversas configuraciones de capas de cobertura. Idealmente, estas curvas deben obtenerse mediante simulaciones generadas a partir de los datos registrados de lluvias y evapotranspiraciones calculadas para una serie larga de años en una estación meteorológica cercana a la instalación (modificado de Ayres & O’Kane, 2013).



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### SUSTITUTOS DE SUELO

#### DESCRIPCIÓN:

Las instalaciones de residuos mineros abandonadas sin rehabilitación pueden considerarse áreas drásticamente alteradas, superficies de terreno en las que la vegetación ha sido eliminada y los materiales edáficos originales se han diluido, aunque lo más corriente es que se hayan perdido, normalmente sepultados por los residuos o estériles cuyo volumen es muy superior. El Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, exige la rehabilitación de las zonas donde se hayan situado las instalaciones de residuos mineros de forma que se devuelva el terreno a un estado satisfactorio en lo que se refiere, entre otros factores, a la calidad del suelo. Los procesos naturales pueden requerir periodos de tiempo superiores a la escala de la vida humana hasta la recuperación de la situación original u otro estado que puede no ser el mismo que el inicial. La rehabilitación de las instalaciones de residuos pretende que los terrenos adquieran un aspecto y productividad establecidos de acuerdo con un plan previo y que sean autosostenibles, de manera que no contribuyan sustancialmente al deterioro ambiental y se integren en el paisaje circundante (NAS, 1974). En la medida de lo posible, se persigue también el establecimiento sobre los terrenos alterados de un uso o aprovechamiento del suelo que resulte apropiado a las condiciones existentes y sea acorde con los del entorno (Bowman & Baker, 1998). Por estas razones, es habitual considerar como objetivo clave la implantación de una vegetación adecuada y autosostenible, que pueda cumplir otras funciones ecológicas, sociales y de integración en el paisaje, y que necesitará de un medio favorable para su enraizamiento y mantenimiento.

En las escombreras mineras, las rocas extraídas en el proceso minero fueron fragmentadas durante el mismo, y también se han ido disgregando gradualmente al verse liberadas de la presión y expuestas a los procesos de alteración. El material que queda en la superficie es extremadamente esquelético y sus propiedades y situación determinan de modo crucial el grado en que un ecosistema puede desarrollarse naturalmente en ese lugar, cómo ese desarrollo puede progresar, y qué tratamientos pueden ser necesarios para asistir a este desarrollo. A esto se suma, en muchas ocasiones, la toxicidad de los residuos (Bradshaw, 1985). En cuanto a los residuos finos procedentes de procesos mineralúrgicos, normalmente poseen unas características geoquímicas altamente desfavorables para permitir el establecimiento de vegetación (acidez, salinidad, toxicidad, etc.), con el agravante de que la fina granulometría favorece procesos de alteración ambientalmente peligrosos, si bien, desde el punto de vista de la retención de agua, pudieran ser más favorables que las escombreras. Sin embargo, no todos los residuos mineros son tan problemáticos, existiendo muchos que no contienen o no son capaces de liberar contaminantes, y pueden ser utilizados para la reconstrucción del relieve o de infraestructuras, y algunos pueden ser sustratos adecuados para la creación de cubiertas de vegetación y medidas de rehabilitación (Lottermoser, 2007). Esto viene a significar que, en ocasiones, es posible proporcionar incrementos en la fertilidad y mejoras en la estructura y capacidad de retención de agua de los estériles mineros mediante vías alternativas (Bradshaw *et al.*, 1973). Cuando los residuos mineros están cerca de ser capaces de sostener crecimiento vegetal, el conocimiento de las características físico-químicas de los materiales donde se pretende establecer vegetación merece ser abordado desde una perspectiva edafológica. De hecho, la constatación de una cierta capacidad para sostener el desarrollo de vegetación ha llevado a la introducción del concepto de suelo minero, para referirse a aquellos que han sido creados mediante el vertido o extendido en la superficie de materiales geológicos fragmentados o no consolidados, capas de suelo, o ambos (Arranz-González, 2011).





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Los residuos de la minería de carbón a cielo abierto son los residuos mineros que más se han prestado a ser considerados bajo este enfoque (p. ej.: Sencindiver *et al.*, 1978; Sobek *et al.*, 1978; Sencindiver & Ammons, 2000), aunque también existen trabajos aplicados a residuos de flotación procedentes de la minería metálica (p. ej.: Vogel & Kasper, 2002; Arocena *et al.*, 2012; Santos *et al.*, 2016). Este tipo especial de suelos entraría en la definición de technosols (o tecnosuelos) de la clasificación de suelos de la FAO (IUSS-WRB, 2014). No obstante, en el mejor de los casos, los materiales que se encuentran en terrenos mineros abandonados, y específicamente los residuos mineros, son un medio todavía hostil para la colonización y sucesión, incluso en ausencia de toxicidad, por lo que existe abundante literatura dedicada al estudio de las posibles mejoras físicas, químicas y biológicas que pueden ser de aplicación a este tipo de suelos artificiales.

En el caso de condiciones muy desfavorables para el establecimiento de la vegetación (valores de pH muy ácidos, elevada salinidad, sodicidad, elevadas concentraciones de elementos tóxicos) la mejora de las propiedades puede resultar impracticable desde el punto de vista técnico o económico. En este caso, puede resultar necesaria la aplicación de coberturas de suelo o sustitutos de suelo. Los sustitutos de suelo se disponen en capas de espesor variable sobre los residuos (previamente remodelados, en su caso), participando de la conformación final de los depósitos con el objetivo de proporcionar un medio de crecimiento para la vegetación que cumpla de la mejor manera posible las funciones de un suelo natural. Cuando las características de los residuos exijan la construcción de sistemas de sellado o de coberturas secas, los sustitutos de suelo pueden servir para formar las capas más superficiales de dichas coberturas, empleando criterios de selección de los materiales con la vista puesta en establecer vegetación como elemento final de estabilización y protección. Muchos de los problemas que la minería activa se ha planteado para lograr la rehabilitación de terrenos cubiertos con estériles mineros han sido solucionados desde hace décadas recubriendo la superficie con suelos nativos o sustitutos de suelo. La idea es que los suelos o sustitutos de suelo elegidos sean colocados en condiciones óptimas, hasta profundidades fijas, sobre una superficie modelada a base de la conformación de los estériles mineros. Como es lógico, sobre todo si se trata de horizontes superficiales, la restitución de suelos nativos puede actuar como un inóculo de vida (bacterias, hongos, esporas, semillas, rizomas, etc.). Schafer *et al.* (1979) han afirmado que el recubrimiento con tierra vegetal o “*topsoil*” genera suelos mineros similares en algunos aspectos a los suelos no alterados, por lo que estas técnicas simulan cientos o miles de años de evolución en comparación con lo que ocurre sobre los estériles mineros desnudos. En cualquier caso, la variedad de posibles situaciones es muy amplia y va desde el simple aporte de cualquier clase de tierra vegetal que en determinado momento pudiera estar disponible hasta el diseño de suelos de varios horizontes o capas, basado en un análisis profundo de las necesidades a cubrir y de las propiedades de los materiales a emplear.

Los proyectos de minería activa pueden organizar sus movimientos de tierra de modo que se puedan recuperar y conservar las capas superiores de suelo. Sin embargo, en instalaciones de residuos abandonadas, casi nunca se da una posibilidad semejante, por lo que tiene interés la búsqueda de materiales que puedan cumplir una función de sustitutos de suelo. Los objetivos de la utilización de sustitutos de suelos (algunos comunes con el empleo de las llamadas coberturas secas) pueden variar de un sitio a otro pero generalmente incluyen: control de erosión y emisión de polvo, estabilización química de residuos potencialmente generadores de acidez (a través de la reducción de la entrada de oxígeno y de agua o infiltración), control de liberación de contaminantes (a través de control de infiltración) y provisión de un medio de crecimiento para el establecimiento de la vegetación. Normalmente la disponibilidad de



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

materiales con potencial para sostener un cierto grado de crecimiento vegetal no impide que sea necesario, también, modificar en algún grado sus características, mediante la aplicación de enmiendas.

Con respecto al objetivo marcado por el RD 975/2009, de devolver los terrenos a un estado satisfactorio en lo que se refiere a la calidad del suelo, es necesario definir este concepto, incuestionablemente útil cuando se plantea un proceso de rehabilitación. Se define como la capacidad del suelo para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, sostener la productividad de plantas y animales, mantener o mejorar la calidad del aire y del agua, y sostener la salud humana y el hábitat (Karlen *et al.*, 1997). Heneghan *et al.* (2008) señalan que los lugares significativamente degradados requieren una mayor consideración del suelo (o el sustrato), y presentan un modelo conceptual según el cual la manipulación o modificación individual de los atributos físicos, químicos o biológicos del mismo es el paso previo a estados sucesivos de recuperación. El concepto de calidad de suelo fue concebido como herramienta para evaluar la sostenibilidad de las prácticas de manejo del suelo y para guiar las decisiones de uso de la tierra, pero puede servir como una herramienta útil para guiar la rehabilitación de un ecosistema (Heneghan *et al.*, 2008). Los parámetros de control más tradicionales han sido los siguientes: la densidad aparente, la estabilidad de agregados, el pH, el contenido en materia orgánica, la relación C/N, la conductividad eléctrica, la capacidad de intercambio catiónico, y la disponibilidad de elementos como N, P y K. Los aspectos microbiológicos se han ido incorporando con el tiempo, pudiendo ser controlados también por seguimiento mediante mediciones de actividades enzimáticas o, indirectamente, por respirometría.

El tipo de materiales que pueden utilizarse para la creación de sustitutos de suelo son muy variados:

- Suelos naturales cuyas propiedades han sido enmendadas o mejoradas con la adición de otros materiales (caliza machacada, escorias de acería, materia orgánica, etc.).
- Residuos como ladrillos troceados o pulverizados, o residuos de construcción y demolición.
- Productos de cantera (gravas, zahorras, arcillas, etc.).
- Otros residuos mineros considerados adecuados.

Las propiedades de los materiales geológicos no consolidados, capas de suelo, o ambos, que se utilicen para crear una secuencia vertical de mayor o menor calidad y espesor, determinarán las posibilidades de utilización futura del terreno y su capacidad para sostener vegetación. Cualquier material susceptible de ser utilizado para construir la cubierta final se debe valorar en función de cuatro necesidades básicas para las plantas (Bradshaw, 1985): propiedades físicas que permitan el enraizamiento, adecuado suministro de agua, adecuado suministro de nutrientes, pH apropiado y ausencia de toxicidad. En definitiva, si los residuos mineros de la instalación son descartados como medio apto para la rehabilitación, se trataría de seleccionar posibles materiales sustitutos de suelo y valorar las necesidades de mejora que pudieran necesitar.

Desde la inclusión del término “technosol” (tecnosol o tecnosuelo) por parte de la FAO en su base referencial para el recurso suelo (también conocida como clasificación de suelos de la FAO), este término se ha popularizado bastante entre los que se dedican a la creación o el estudio de estos suelos artificiales en terrenos alterados por minería. Según IUSS-WRB (2014) un “technosol” es “un suelo caracterizado por la presencia de un porcentaje significativo (>20%) de artefactos, una geomembrana construida o roca dura técnica”. Se incluyen los suelos originados a partir de desechos tales como: rellenos, lodos, escorias, escombros, estériles mineros, cenizas, pavimentos con su estructura no consolidada, suelos con geomembranas e incluso los suelos construidos con materiales elaborados por el hombre. También



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

incluirían los suelos nuevos elaborados con criterios preestablecidos a partir de residuos orgánicos e inorgánicos, procedentes de cualquier actividad, que son “formulados” para resolver problemas concretos: sellado de escombreras, impermeabilización de escombreras, neutralización de aguas ácidas, mejora productiva, menor demanda de riego u otros. Entre los objetivos que se han asociado a la creación de los tecnosoles están la estabilización del carbono en suelos (de forma que las fuentes de carbono orgánico se asemejen más a ácidos húmicos y fúlvicos) y que se produzca el reciclado de nitrógeno, fósforo, potasio y otros macro y micronutrientes. En el caso concreto de la rehabilitación de instalaciones de residuos mineros abandonados, cobra especial interés la posibilidad de utilizar los propios residuos como base para la creación del nuevo suelo, o la utilización de otros estériles de mina que pueden estar presentes en cantidades suficientes en las cercanías de las instalaciones objeto de rehabilitación. En estériles mineros, usualmente, los contenidos en elementos menores son adecuados para el desarrollo vegetal, y los elementos nutritivos que aparecen en concentraciones limitantes son el N y el P, a los que se une el Ca y Mg en suelos ácidos (Arranz-González, 2011). Todo ello lleva a que sea habitualmente recomendable la incorporación de materia orgánica en las capas superficiales. Además, como se ha dicho, los residuos mineros pueden presentar características que hagan difícil que el suelo sustente una vegetación, como son el pH que puede llegar a ser ácido, elevada salinidad, sodicidad y contenidos de metales que pueden ser elevados. El estudio de estos parámetros, entre otros, es esencial para determinar la aptitud de los residuos mineros para su utilización como sustitutos de suelo.

Para analizar la susceptibilidad de determinados materiales para su utilización como sustitutos de suelo, se debe llevar a cabo la caracterización físico-química de los mismos, con el fin de determinar sus características desde el punto de vista edafológico además de comprobar que no suponen un riesgo para el medio ambiente o la salud humana. Las determinaciones básicas que es recomendable realizar serían las siguientes: porcentaje de elementos gruesos (>2mm), humedad mediante secado en estufa, análisis granulométrico de la fracción tierra fina (para determinar las fracciones granulométricas, contenido en materia orgánica, pH en suspensión suelo/agua 1:1, capacidad de intercambio catiónico, cationes ácidos de cambio (acidez cambiante), cationes básicos de cambio ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  y  $\text{Na}^+$  de cambio), salinidad (conductividad eléctrica medida en extracto suelo/agua 1/5, o en extracto de saturación), sodicidad, determinación de la capacidad de retención de agua disponible en la fracción tierra fina, ensayo de lixiviación EN 12457-2 para la determinación de elementos traza solubles y sulfato soluble, y contenido total en elementos traza medido por digestión ácida.

Puede ser aconsejable aplicar la batería de ensayos analíticos cada 5000 m<sup>3</sup> de material o en cada cambio de tipo de material. Esta caracterización será la que determine la idoneidad de los materiales, sin perder de vista que algunas propiedades pueden ser mejoradas empleando prácticas agronómicas, tales como la enmienda orgánica, la fertilización, el abonado en verde, etc. Preferiblemente, los materiales habrán de estar libres de problemas relativos a toxicidad por metales pesados y salinidad, con pH entre 5,6 y 7,8. Por razones de sustentabilidad, además, puede exigirse un contenido mínimo superior al 0,15% de N, más de un mínimo de 2% de materia orgánica, una capacidad de intercambio catiónico mayor de 15 cmol(+)/kg y un nivel que pueda ser considerado medio en P y K asimilables. Estos niveles se pueden conseguir partiendo de un material seleccionado adecuado y/o aportando enmiendas y fertilizantes. Como referencia orientativa, también pueden tenerse en cuenta los criterios del antiguo USSCS (*U.S. Soil Conservation Service*) para los materiales utilizados en la reconstrucción de suelos en áreas drásticamente alteradas (ver tabla más abajo) (USDA, 1993). A estos criterios se puede añadir que sería deseable, en general, no superar un valor de contenido total en elementos gruesos (> 2 mm) del 60%, y que sean materiales no susceptibles



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

de sufrir procesos de erosión interna y licuefacción.

PROPIEDAD	APTITUD DEL MATERIAL DESTINADO A SER SUSTITUTO DE SUELO EN ÁREAS DRÁSTICAMENTE ALTERADAS (USDA, 1993)		
	Buena	Regular	Mala
Relación de adsorción de sodio	<4	4-13	>13
Salinidad (dS/m, en extracto de saturación)	<8	8-16	>16
pH 1:1	5,0-8,5	4,0-5,0	<4,0
Capacidad de agua disponible (mm/mm)	>0,1	0,05-0,1	<0.05
Factor de erodibilidad USLE (K)	<0,35	>0,35	---
Grupo de erodibilidad eólica	---	---	1, 2
Texturas finas	---	Franco-arcillo-arenosa, Franco-arcillosa, Franco-arcillo- limosa	Arcillosa, Arcillo-limosa, Arcillo-arenosa
Texturas gruesas	---	Arenoso-franca gruesa, Arenoso-franca, Arenoso-franca fina, Franco arenosa muy fina	Arenosa gruesa, Arenosa, Arenosa fina, Arenosa muy fina
Porcentaje (en peso) de fragmentos rocosos entre 75 y 250 mm	<25	25-50	>50
Porcentaje (en peso) de fragmentos rocosos mayores de 250 mm	<5	5-15	>15
Materia orgánica (%)	>1	0,5-1,0	<0,5
Carbonato cálcico equivalente (%)	<15	15-40	>40

Con respecto a que los materiales no supongan un riesgo presente o futuro para el medio ambiente o la salud humana, se deben realizar otra serie de determinaciones y análisis. Por un lado, y dada la naturaleza de los residuos mineros, es más interesante intentar conocer los tipos de acidez y el potencial de generación de la misma que el simple valor del pH. En este sentido, Costigan *et al.* (1981) distinguen tres tipos de acidez: acidez activa (contenido en hidrogeniones libres de la solución del suelo), acidez en reserva (relacionada con el contenido de hidrogeniones en el complejo de cambio) y acidez potencial u oxidable (capacidad de generación de acidez del suelo o estéril debida a minerales alterables. Puede ser útil el método de contabilidad de la producción potencial de ácidos y bases pensado inicialmente para recubrimientos mineros, y que después se generalizó a residuos y suelos mineros: el *Acid-Base Accounting* (ABA), o Contabilidad Ácido-Base. Originalmente, evaluaba, por un lado, la capacidad de generación potencial de acidez, a través de la medida del azufre total o pirítico presente, y por otro, la capacidad de neutralización potencial de los materiales, medida como carbonato cálcico equivalente. En RCT (1988), se aportan buenos criterios para la aplicación del método ABA a materiales que vayan a ser empleados como sustitutos de suelo. Perry (1998) también revisa los criterios que suelen emplearse para juzgar los resultados obtenidos después de aplicarlo a diferentes materiales. El criterio más general de idoneidad es que el Potencial Neto de Neutralización (PNN) sea positivo para descartar que se puedan dar problemas de



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

acidificación y generación de aguas ácidas.

Con respecto al contenido en elementos traza, su contenido total no deberá superar el valor de los Niveles Genéricos de Referencia de la Comunidad Autónoma correspondiente para “otros usos” o, en caso de que estos no existan, el nivel de riesgo sea considerado bajo o muy bajo mediante la utilización del Índice de Contaminación (IC) propuesto por Alberruche *et al.* (2014), que utiliza niveles de fondo para los suelos fijados para cada entorno geológico o Comunidad Autónoma, como medio para la evaluación del riesgo potencial de los residuos mineros con respecto a su contenido en metales y metaloides. Los metales a evaluar deberían ser los propuestos en la Decisión (2009/359/CE) de la Comisión, de 30 de abril de 2009: As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn, a los que se puede añadir algún otro que se considere necesario. El gráfico que se muestra a continuación relaciona el valor del índice de contaminación calculado conforme a esta metodología y el valor de riesgo asignado. Como se puede ver, valores del índice de contaminación inferiores a 7 suponen una calificación relativa del potencial de toxicidad como bajo o muy bajo.

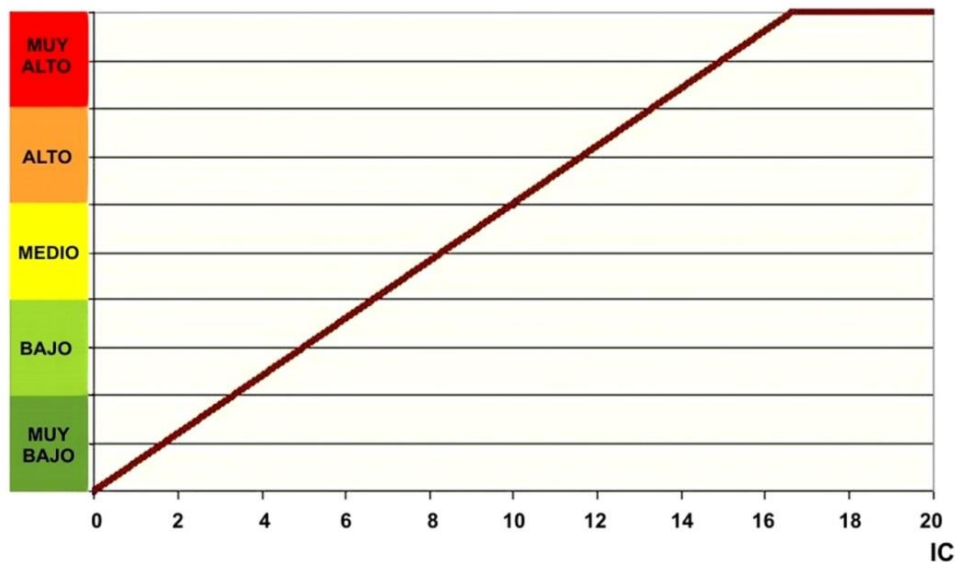


Gráfico para la interpretación en términos cualitativos del Índice de contaminación (IC) (modificado de Alberruche *et al.*, 2014).

Con el fin de evaluar el potencial de los materiales de generar lixiviados que pudieran suponer un riesgo para las aguas, puede ser de utilidad la metodología propuesta por Alberruche *et al.* (2014), que compara los resultados del ensayo EN 12457-2, propuesto como norma para la caracterización de la toxicidad de residuos mineros, con un estándar de calidad de aguas, en lo que se denomina cociente promedio de peligrosidad ( $CPP_{LAB}$ ). El gráfico que se muestra más abajo relaciona el valor del cociente promedio de peligrosidad calculado conforme a esta metodología y el potencial de toxicidad asignado. Como se puede observar, valores de  $CPP_{LAB}$  inferiores a 160 suponen un riesgo calificado como bajo. A estos requisitos, habría que añadir que el contenido máximo de sulfato soluble en el ensayo EN 12457-2 sea de 1000 mg/kg como máximo, salvo en zonas en las que los suelos naturales muestren una mayor concentración. En el caso de que los materiales procedan de gestores autorizados, como es el caso de los residuos de construcción y demolición, estos deberían cumplir lo especificado para residuos inertes en la Orden AAA/661/2013, de 18 de abril, por la que se modifican los anexos I, II y III del Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero.





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

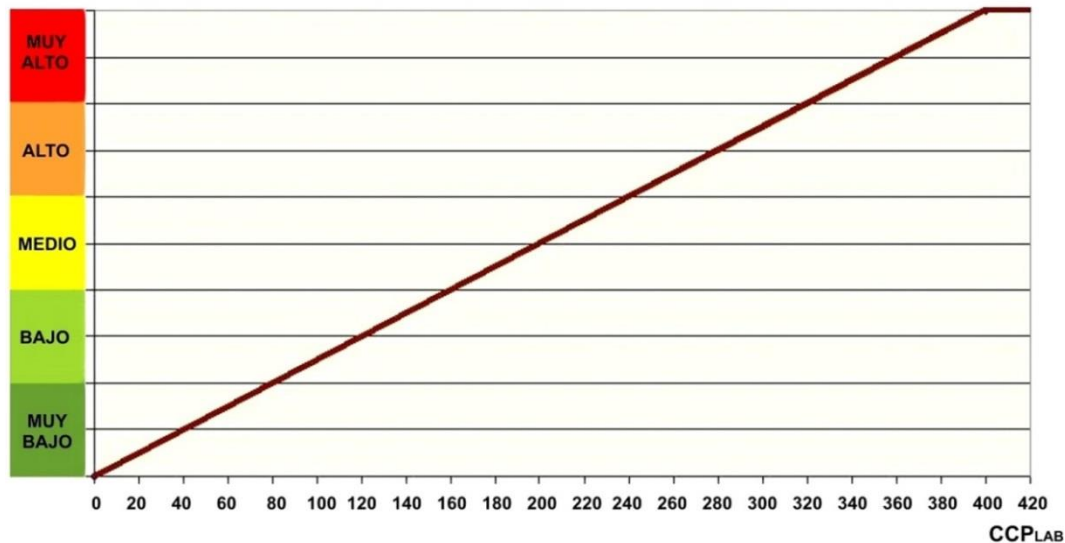


Gráfico para la interpretación en términos cualitativos del cociente promedio de peligrosidad (CPP<sub>LAB</sub>) (modificado de Alberruche *et al.*, 2014).

Adicionalmente, al igual que en el caso del resto de tipologías de materiales, se recomienda que el contenido total en elementos traza no supere el valor de los Niveles Genéricos de Referencia de la Comunidad Autónoma correspondiente para “otros usos” o, en caso de que dichos niveles no hayan sido oficialmente establecidos, que el nivel de riesgo sea considerado bajo o muy bajo mediante la utilización del Índice de Contaminación (IC inferior a 7) previamente reseñado (Alberruche *et al.*, 2014).

### EFFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento y de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica. Anulación de la posibilidad de contacto directo sobre los residuos. Reducción de la generación de efluentes contaminantes por infiltración de agua a través de la masa de residuos.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Remodelación topográfica. Enmiendas, plantaciones y siembras o hidrosiembras. Medidas estructurales complementarias para el control de la erosión.

### REFERENCIAS

Alberruche del Campo, E., Arranz González, J.C., Rodríguez Pacheco, R., Vadillo Fernández, L., Rodríguez Gómez, V. y Fernández Naranjo, F. J. 2014. *Guía simplificada de evaluación de riesgos de instalaciones de residuos de industrias extractivas cerradas o abandonadas*. IGME-MAGRAMA. Madrid.

**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE  
PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN  
DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS  
CERRADAS O ABANDONADAS**

Arocena, J.M., van Mourik, J.M., and Faz-Cano, A. 2012. Granular soil structure indicates reclamation of degraded to productive soils: A case study in southeast Spain. *Canadian Journal of Soil Science*, 92: 243-251.

Arranz-González, J.C. 2011. Suelos mineros asociados a la minería de carbón a cielo abierto en España: una revisión. *Boletín Geológico y Minero*, 122(2): 3-16.

Bowman, B. and Baker, D. 1998. *Mine Reclamation Planning in the Canadian North*. Northern Minerals Program, Working Paper No.1. Canadian Arctic Resources Committee.

Bradshaw, A.D., Fitter, A.H. and Handley, J.F. 1973. Why use topsoil in land reclamation? *Surveyor*, May, 25: 39-41.

Bradshaw, A.D. 1985. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. In: Jordan, W.R., Gilpin, M.E., Aber, J.D. (eds.). *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*. Cambridge University Press. Cambridge. pp. 53-74.

Costigan, P.A., Bradshaw, A.D. y Gemmell, R.P. 1981. The Reclamation of Acidic Colliery Spoil: 1. Acid production potential. *Journal of Applied Ecology*, 18, 865-878.

Heneghan, L., Miller, S.P., Baer, S., Mac Callahan, A., Montgomery, J., Pavao-Zucherman, M., Roades, C.C. and Richardson, S. 2008. Integrating soil ecological knowledge into restoration management. *Restoration Ecology*, 16: 608-17.

IUSS-WRB. 2014. *Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Actualización 2015*. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos, No. 106. FAO. Roma.

Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F. and Schuman, G.E. 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61: 4-10.

Lottermoser, B. 2007. *Mine Wastes. Characterization, Treatment, Environmental Impacts, 2nd Edition*. Springer. Berlín.

NAS (National Academy of Sciences). 1974. *Rehabilitation potential of western coal lands*. Ballinger Pool. Co. Cambridge, Massachusetts.

Perry, E.F. 1998. Interpretations of Acid-Base Accounting. Chapter 11. In: Brady, K.B.C., Smith, M.W., and Schueck, J. (eds.). *Coal Mine Drainage Prediction in Pennsylvania*. The Department of Environmental Protection. Harrisburg, Pennsylvania.

RCT (Railroad Commission of Texas). 1988. *Technical Release SA-2: Materials Suitable for Placement in the Top Four Feet of Leveled Minespoils, Including Topsoil Substitutes*. Railroad Commission of Texas, Surface Mining and Reclamation Division. Austin, TX.



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Santos, E.S., Abreu, M.M., Macías, F., de Varennes, A. 2016. Chemical quality of leachates and enzymatic activities in Technosols with gossan and sulfide wastes from the São Domingos mine. *Journal of Soils and Sediments*, 16(4): 1366-1382.

Schafer, W.M., Nielsen, G.A., Dollhopf, D.T., Temple, K.L. 1979. *Soil genesis, hydrological properties, root characteristics and microbial activity of 1- to 50-year old stripmine spoils* (EPA-600/7-79-100). Interagency Energy/Environment R&D Report. U.S. Government Printing Office. Washington, D.C.

Sencindiver, J.C., Ammons, T. and Delp, C.H. 1978. Clasificación de minesoils—a proposed suborder. Abstracts, nº 30. *11th Congress of International Society of Soil Science*. Edmonton, Canada.

Sencindiver, J.C. and Ammons, J.T. 2000. Minesoil Genesis and Clasificación. In: Barsnhisel, R.I., Daniels, W.L. and Darmody, R.G. (eds.). *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. Agronomy Series No. 41. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin.

Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R. and Smith, R.M. 1978. *Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils* (EPA-600/2-78-054). US. Government Printing Office. Washington, DC.

USDA. 1993. *The National Soil Survey Handbook (NSSH). Part 620 - Soil Interpretations Rating Guides* (430-VI-NSSH, 1993).

Vogel, H., and Kasper, B. 2002. *Mine soils on abandoned gold mine tailings in Francistown, Botswana*. Department of Geological Survey of Botswana-BGR. Labatse, Botswana.

### IMÁGENES



Imágenes de estériles mineros (filas grises) depositados en escombreras en Portman (Murcia). Se trata de un gran volumen de material que, de forma natural, ha comenzado a sustentar vegetación. Las características de estos materiales les hace susceptibles de ser potencialmente utilizados como sustitutos de suelo.





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Imagen de la superficie de una presa de lodos en el Llano del Beal (Murcia) sobre la que se realizó la deposición de materiales que pueden ser considerados sustitutos de suelo, los cuales han permitido el establecimiento de la vegetación. La imagen inferior muestra un perfil fresco del suelo minero. La diferente coloración permite diferenciar entre el lodo original (capas inferiores) y el material depositado en la capa superficial.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### CANALES DE CONTORNO EN PENDIENTE

#### DESCRIPCIÓN:

Cuando los materiales que recubren la superficie de un depósito de residuos mineros son erosionables, la erosión hídrica es una grave amenaza para cualquier proyecto de rehabilitación, hasta que no exista una formación vegetal protectora sobre los mismos. De los diferentes tipos de medidas estructurales que pueden ser adoptadas en taludes o laderas para el control de la erosión, los que pueden tener más utilidad en proyectos de rehabilitación de depósitos de residuos mineros abandonados son los canales de derivación trazados a nivel o de contorno. Su principal efecto es la división de la longitud total de la pendiente en segmentos menores. La reducción de la longitud de la pendiente sometida a erosión es una de las formas más efectivas de reducir la pérdida de suelos (Israelsen & Israelsen, 1982).

Otro tipo de estructuras de conservación de suelos, tales como las terrazas de tipo agrícola o forestal denominadas de absorción, no interesan por su mayor coste, el cual puede estar justificado sobre todo en terrenos agrícolas. Si este tipo de estructuras se construyeran directamente sobre residuos mineros, la excavación necesaria puede dar lugar al afloramiento de capas no superficiales cuyas características pueden desencadenar procesos de alteración no deseables cuando queden expuestas al aire. Igualmente la excavación necesaria podría alterar en gran parte de la superficie la disposición por capas seleccionadas, en el caso de tratarse de suelos artificiales de recubrimiento o coberturas secas. Además, este tipo de estructuras implican siempre un incremento significativo de la infiltración, lo que no es conveniente, incluso si los residuos mineros se han recubierto con otro tipo de materiales. No obstante, sí puede estar justificado escalonar los perfiles de espaldones o rellenos de sujeción que se construyen con materiales seleccionados y se apoyan sobre los taludes de los depósitos mineros, pero estos escalonamientos pueden conformarse mientras se construye la propia estructura de contención (por retranqueo entre fases de vertido por tongadas).

Desde el punto de vista constructivo, las llamadas terrazas granadinas, recomendadas hasta pendientes de 30% ( $\approx 17^\circ$ ), son muy semejantes a los canales a los que hace referencia esta ficha, con la diferencia de que en ellas se cultiva el canal. En pendientes más fuertes, las llamadas terrazas forestales de escalón, con perfil inclinado, que están recomendadas para pendientes superiores a 20% ( $\approx 12^\circ$ ) también se asemejan a los canales de contorno. Independientemente de cómo se denominen, de lo que se trata básicamente es de construir canales de trazado ligeramente oblicuo a las curvas de nivel que desagüen hacia los laterales, en puntos en los que la escorrentía ya no represente un problema para la instalación. Con ello se reduce la posibilidad de erosión hídrica, y secundariamente se contribuye a la reducción de la infiltración de agua a través de la masa de residuos, lo que puede favorecer la estabilidad estructural y reducir la posibilidad de generación de lixiviados. Estas estructuras han de construirse después del remodelado y la cubrición de los residuos con otros materiales, cuando son necesarios, pudiendo coordinarse con labores de descompactado.

El diseño de los canales puede realizarse teniendo un conocimiento de las características del material superficial que inciden en la erodibilidad, así como de las características de las precipitaciones en el lugar de la instalación y de la pendiente del terreno. La toma de datos y los cálculos a realizar pueden hacerse tan complicados como se quiera. Sin embargo, es posible seguir algunas guías que permiten simplificar el proceso y que se explican a continuación.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Resulta práctico, en primer lugar, establecer el intervalo de separación entre canales o espaciamiento. Para ello se han utilizado diversas fórmulas o recomendaciones fijas, que pueden encontrarse en textos dedicados a la disciplina de conservación de suelos. En la Tabla siguiente se muestran valores máximos recomendados de espaciamiento para diferentes gradientes de pendiente, obtenidos aplicando la fórmula  $H_v = (1,1 \times P - 2)^{1/2}$ , donde  $H_v$  es el espaciamiento medido en la vertical y P el % de pendiente (Magister Hafner, 1991). Los resultados son semejantes a los que propone Suárez de Castro (1980) para la separación de canales en laderas que han de sostener pastizales o cultivos perennes, es decir, una cubierta vegetal permanente que ofrece una importante protección del suelo.

Pendiente (°)	Pendiente aproximada (%)	Máximo espaciamiento entre canales (longitud en m medida sobre la pendiente)
4	7,0	36
6	10,5	30
8	14,1	26
10	17,6	24
12	21,3	22
14	25,0	21
16	28,7	20
18	32,5	19
20	36,4	18
22	40,4	17
24	44,5	17
26	48,8	16
28	53,2	16
≥30	≥57,7	15

El parámetro básico para dimensionar los canales es, lógicamente, el caudal de diseño. Dicho caudal se puede calcular mediante el método racional. El método racional permite un cálculo bastante confiable de los valores de escorrentía máxima en lugares donde no existen estaciones pluviométricas cercanas o los registros están limitados en el tiempo. El método racional ha sido adaptado en sucesivas ocasiones, destacando la metodología propuesta en la Instrucción de carreteras 5.2-IC "Drenaje superficial" (1990, 2016), empleándose en toda clase de proyectos de diseño de canalizaciones además de los asociados al drenaje de carreteras. El caudal de diseño en la versión más reciente se obtiene mediante la fórmula:

$$Q_T = \frac{I(T, t_c) \cdot C \cdot A \cdot K_i}{3,6}$$

Dónde:

- $Q_T$  ( $m^3/s$ ) es el caudal máximo anual correspondiente al período de retorno T, en el punto de desagüe de la superficie vertiente considerada.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

-I (T,  $t_c$ ) (mm/h) es la intensidad de precipitación correspondiente al período de retorno considerado T, para una duración de la fase fundamental del aguacero igual al tiempo de concentración  $t_c$  de la superficie considerada.

-C (adimensional), es el coeficiente medio de escorrentía de la superficie considerada.

-A (km<sup>2</sup>) es el área de la superficie considerada.

- $K_t$  (adimensional) es el coeficiente de uniformidad en la distribución temporal de la precipitación, que depende de la ubicación.

El periodo de retorno para este tipo de canales puede fijarse entre 10 y 25 años, en función de los riesgos y de la intensidad de otras medidas de control de la erosión. Un periodo de 10 años puede considerarse lo mínimo aceptable, aumentando dicho periodo según las características climáticas de la zona, las cuales determinarán el tiempo que puede demorarse la protección completa que ha de proporcionar una cubierta vegetal.

El tiempo de concentración ( $t_c$ ) para los canales de contorno viene determinado por la distancia entre canales (espaciamiento) y por la longitud de los mismos. En gran parte ese intervalo de tiempo dependerá de la pendiente del propio canal, que se puede calcular mediante la fórmula de Manning, teniendo en cuenta la rugosidad de los materiales en los que se excavará, o la que se tenga previsto proporcionar al mismo mediante su revestimiento, así como de la velocidad máxima admisible en función de dicho material. Interesará que la velocidad supere como mínimo el valor de 0,25 m/s, para limitar la sedimentación. Para el recorrido sobre el terreno entre canales, por ejemplo, se puede considerar una velocidad de flujo de 1,5 m/s para pendientes de 10-15%, o de hasta 2 m/s para pendientes superiores a 20% (Benites, 1990). Lo normal es que el tiempo de recorrido por el canal sea muy superior, en cuanto la longitud del mismo supere un cierto umbral y siempre que se mantengan velocidades admisibles bajas. Otra forma de hacer el cálculo del tiempo de concentración es emplear la fórmula de Kirpich (Magister Hafner, 1991):

$$t_c = 0,0195 \cdot L^{0,77} \cdot S^{-0,385}$$

Dónde:

- $t_c$  (min) es el tiempo de concentración o tiempo que necesita el agua para recorrer el camino entre el punto más lejano entre dos canales y el punto de descarga del canal inferior

-L (m) longitud del recorrido del agua por la ladera y el canal

-S (m/m) pendiente media del recorrido del agua

Para las condiciones que pueden ser normales en depósitos de residuos mineros, y admitiendo que la longitud del canal nunca sea mayor de 400 m y la pendiente se mantenga dentro de lo admisible para el tipo de revestimiento de diseño, lo normal es que el tiempo de concentración sea de varios minutos. El tiempo de concentración calculado interviene en el cálculo de la intensidad máxima, según la metodología propuesta en la Orden FOM/298/2016. Cuando los intervalos son muy pequeños se maximiza el factor multiplicador de la intensidad media diaria, que es la base del cálculo de la intensidad de precipitación I (T,  $t_c$ ) correspondiente a un período de retorno T, y a una duración del aguacero  $t_c$ . Si se considera oportuno, se puede fijar en 10 min el valor del tiempo de concentración, cuando el calculado resulte ser más bajo, con objeto de que el valor





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

calculado de la intensidad no resulte demasiado exagerado.

Un aspecto importante del cálculo de caudales asociados a una determinada superficie es la capacidad de generación de escorrentía de la misma, la cual depende de los distintos tipos de suelos presentes y de sus condiciones de humedad, de la cobertura de los mismos y de la existencia de prácticas de conservación. Para estimar la escorrentía en pequeñas cuencas ha sido muy empleado el método conocido como del número de curva del Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos. Dicho método puede ser aplicado para el diseño de canales de ladera siguiendo las instrucciones de la anterior instrucción de carreteras, donde se explica este método adaptado a España. También es posible calcular el coeficiente de escorrentía siguiendo la propuesta de la nueva instrucción de carreteras, en la que se contemplan valores del umbral de escorrentía de escombreras y vertederos, así como otras situaciones que pueden permitir una asignación de valores al caso concreto en el que se esté trabajando. Una idea de los coeficientes de escorrentía que pueden tomarse para el cálculo es la que se propone en la siguiente Tabla, para situaciones de suelo desnudo (Benites, 1990):

TIPO DE SUELO	PENDIENTE (%)				
	> 50	20-50	5-20	1-5	0-1
Impermeable	0,80	0,75	0,70	0,65	0,60
Semipermeable	0,70	0,65	0,60	0,55	0,50
Permeable	0,50	0,45	0,40	0,35	0,30

Definidos todos los valores necesarios para obtener el caudal de diseño, es posible dimensionar el canal. Lo normal es que se necesiten aproximaciones sucesivas, pues algunos parámetros geométricos del canal inciden en el tiempo de concentración si se sigue el procedimiento expuesto en primer lugar en esta ficha. El proceso de cálculo puede simplificarse si se admiten algunas recomendaciones sobre aspectos constructivos.

Como se ha comentado, la velocidad mínima aconsejable es 0,25 m/s, siendo recomendable que no se supere una velocidad de 0,6 m/s. Si se decide previamente el tipo de material a emplear como revestimiento del canal, y con él la velocidad máxima admisible, es posible ya dimensionar el canal, conociendo el caudal de diseño que debe ser interceptado y conducido. Otras veces, será conveniente tantear entre diferentes opciones de geometría del canal, dimensiones y materiales de revestimiento disponibles hasta decidir la mejor opción. En proyectos mineros, los tipos de revestimientos que más se han utilizado para este tipo de estructuras son: la hierba, la grava y el empedrado. Pensando en la larga duración y en reducir al mínimo las necesidades de mantenimiento, es deseable emplear los materiales de mayor resistencia. El empedrado puede uniformizar las características del perímetro del canal cuando la excavación de éste atraviesa capas superpuestas intencionadamente como recubrimiento de los residuos, las cuales posean diferente erodibilidad. En escombreras con abundante piedra, puede ser interesante excavar los canales en el propio residuo, si es que éste es apto para ser el soporte de la revegetación con las mejoras y labores adecuadas.

La forma de la sección del canal condiciona el flujo del agua y es parte importante del diseño hidráulico. Los canales semicirculares son los que necesitan menores dimensiones para un determinado caudal. Sin embargo, esta geometría es difícil de construir en pendiente, siendo mucho más sencilla y mecanizable la forma triangular. Siguiendo curvas de nivel, la excavación necesaria puede realizarse empleando un buldócer, con hoja empujadora tipo *tilt-dozer*, es decir que puede inclinarse o pivotar en un plano



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

perpendicular al eje longitudinal del tractor. Según algunos textos, al menos hasta valores de pendiente de 35% ( $\approx 20^\circ$ ), se puede ejecutar la labor con buldócer siguiendo curvas de nivel. Para pendientes de mayor inclinación puede ser conveniente usar tractores de alta estabilidad. Por encima de 55% ( $\approx 28^\circ$ ) sólo se puede mecanizar la construcción trabajando en línea de máxima pendiente.

Interesa ir modificando ligeramente la pendiente del canal, aumentándola por tramos, de modo que se mantenga la sección del mismo para el caudal de diseño. Esto simplificará el proceso constructivo. Es necesario contemplar un resguardo para evitar posibles desbordamientos, para lo cual interesa que el máximo nivel admisible del agua a desaguar no supere el punto medio del talud interior (contrapendiente) del caballón de aguas abajo que se genera mediante la excavación (ver imagen más adelante). Asumido este criterio, hay que jugar con las combinaciones de radio hidráulico, pendiente del canal y velocidad admisible para definir las dimensiones del canal. Si no se consiguiera un diseño adecuado que cumpla con todos los criterios preestablecidos, habrá que valorar la modificación de alguno de ellos, o la variación del espaciamiento definido al principio.

No hay que olvidar que, en los puntos de descarga sobre la red de drenaje natural o canales de guarda, se debe considerar la disipación de energía, pudiendo ser necesarios zampeados o colchones de amortiguación, protecciones de escollera, etc. Dónde sea posible, las estructuras de protección de los lechos de cursos de agua naturales receptores deben estar construidos de bloques pétreos o escollera, antes que estructuras o materiales más artificiales.

### EFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Reducción de la emisión de sedimentos por erosión hídrica. Secundariamente, pueden producir una ligera reducción de la infiltración en la masa de residuos lo que puede favorecer una menor generación de lixiviados y una mejora de la estabilidad estructural.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Protección contra la erosión en los cauces naturales o cunetas de guarda que actúan como receptores del agua controlada por el canal. Siembras, y/o plantaciones en los márgenes del canal. Implantación de una cobertura vegetal o elementos de protección del suelo en las áreas vertientes.

### REFERENCIAS

Benites, C. 1990. *Manual de conservación de suelos y aguas*. Ministerio de Agricultura y Alimentación Dirección General de Aguas y Suelos. Lima.

Israelsen, C.E., and Israelsen, E.K. 1982. Controlling Erosion on Surface Mining Sites. *1982 Symposium of Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*. Lexington, Kentucky.



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

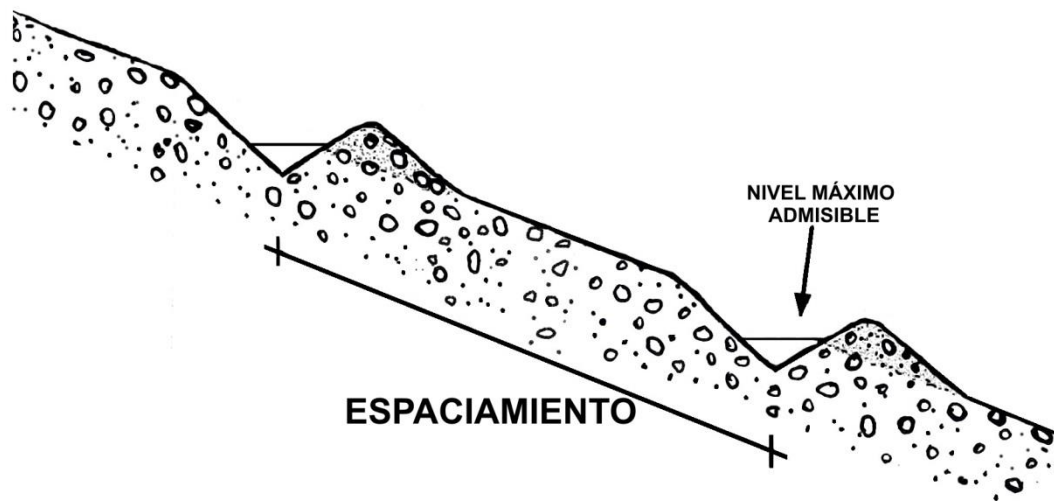
Magister Hafner, M. 1991. *Conservación de Suelos II. Medidas de Conservación*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, UPM. Madrid.

Orden de 14 de mayo de 1990, por la que se aprueba la instrucción de carreteras 5.2-IC "Drenaje Superficial" (BOE num. 123, de 23 de mayo de 1990).

Orden FOM/298/2016, de 15 de febrero de 2016, por la que se aprueba la instrucción de carreteras 5.2-IC "Drenaje superficial" (BOE num. 60, de 10 de marzo de 2016).

Suarez de Castro, F. 1980. *Conservación de Suelos*. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas. San Jose de Costa Rica.

### IMÁGENES



Canal de contorno en pendiente excavado siguiendo sensiblemente las curvas de nivel.

**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS****BARRERAS DE SEDIMENTOS****DESCRIPCIÓN:**

Hasta que no exista una formación vegetal protectora, sobre los nuevos suelos construidos, o sobre las superficies recubiertas por materiales tipo suelo que pudieran haber sido seleccionados con un mínimo de garantías para la implantación de vegetación, la erosión hídrica es una grave amenaza para un proyecto de rehabilitación. La disminución de la longitud de la pendiente sometida a erosión es una de las formas más efectivas de reducir la pérdida de suelos (Israelsen & Israelsen, 1982). Las barreras de sedimentos son estructuras sencillas, lineales, de carácter temporal, empleadas para reducir el movimiento de sedimentos y semillas en una pendiente. Las barreras de sedimentos pueden ser de diversos tipos (IGME, 1989): láminas filtrantes, barreras de balas de paja o heno, caballones de piedras sueltas, cordones de ramas, vallas de ramajes trenzados, etc. El objetivo de todos estos tipos es subdividir en tramos menores la longitud de una pendiente y contener los sedimentos generados, antes de que el agua pase a vías de drenaje naturales o artificiales, y reducir la energía erosiva de las aguas de escorrentía que las atraviesan, puesto que son permeables. En general funcionan bien para superficies pequeñas, lo que siempre se puede conseguir reduciendo el espaciamiento entre ellas (la distancia medida en sentido perpendicular a las mismas).

Las más usadas, como medidas temporales de control de la erosión en proyectos de obra pública son las balas o pacas de paja y las láminas filtrantes. En minas activas, en las que el avance de la explotación requiere el desbroce de nuevos terrenos, es factible muchas veces obtener material para la instalación de barreras que utilizan ramas o restos de vegetación. Sin embargo, atendiendo a las características y situaciones que normalmente concurren en instalaciones de residuos mineros abandonadas, las que tienen mayores posibilidades de utilización son las balas de paja o heno, las barreras de sacos terreros y los caballones de piedras sueltas. Estas modalidades son las que van a ser descritas en esta ficha. Las barreras construidas con balas de paja o heno, normalmente habrán de ser importadas, mientras que las de sacos pueden emplear tierra importada u obtenida en labores de extracción de suelo de zonas que pueden verse afectadas por el remodelado de las pendientes de la instalación de residuos. Los caballones de piedras pueden conformarse a partir de los propios materiales que van a recubrir la superficie final del depósito, ya sean estériles mineros en escombreras, o piedras incluidas en los materiales de recubrimiento seleccionados para crear cubiertas secas o suelos artificiales sobre residuos de flotación.

En todos los casos, debe considerarse que la vida útil es bastante reducida (un año como máximo en balas de paja), por lo que han de plantearse como medidas complementarias de otras encaminadas a establecer una cubierta vegetal. Esto significa que deben destinarse a superficies en pendiente sobre las que se van a efectuar labores de implantación de una cubierta vegetal, tales como: áreas de terreno natural vertiente a una instalación de residuos; coberturas de suelo instaladas sobre residuos mineros, o residuos mineros que pueden ser capaces de soportar una cubierta vegetal (ya hayan sido enmendados o no).





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Para la instalación de barreras de balas de paja, conviene tener en cuenta algunas recomendaciones extraídas de IGME (1989) y Bigatel *et al.* (1999):

- La pendiente de talud debe ser como máximo 50 % (26°).
- Cada bala debe fijarse al terreno con dos estacas de madera.
- Las balas deben estar enterradas parcialmente en una pequeña zanja de 10 cm de profundidad con fondo horizontal.
- Suponiendo que la pendiente del terreno es igual o superior a 5%, ( $\approx 3^\circ$ ) la longitud de terreno entre filas de pacas no debe superar 30 m.

La pequeña zanja que servirá de asentamiento a las balas debe excavarse extrayendo el suelo hacia la posición de aguas arriba. Posteriormente, este material debe compactarse contra el lateral de las pacas de la fila inferior. Las filas de balas de paja requieren un mantenimiento periódico, especialmente después de eventos importantes de lluvia. Cuando ha transcurrido tiempo suficiente, las pacas pueden estar en avanzado estado de desmoronamiento. En tal caso, si la vegetación establecida no está suficientemente desarrollada como para garantizar una buena protección, puede ser interesante instalar nuevas filas en las líneas centrales de los espacios que se dejaron entre las existentes, al tiempo que el material de las viejas puede esparcirse y mezclarse con las capas superiores del terreno. Si esto se hace, puede ser recomendable añadir entre 30 y 50 kg/ha de abono nitrogenado amoniacal (urea o sulfato amónico), para facilitar la humificación de la paja. El abono nitrogenado, si es soluble, puede distribuirse mediante riego con hidrosebradora. Las barreras de balas de paja también pueden emplearse a cierta distancia de la líneas de base de un talud con objeto de formar una zona de depósito de sedimentos.

Para la instalación de barreras de sacos, conviene tener en cuenta también algunas consideraciones (IGME, 1989; Mauricio Lemús, comunicación personal, febrero de 2017):

- Se deben construir con una altura equivalente a la de dos sacos terreros. Mayor altura encarece mucho la técnica. Interesará que la superior esté algo retranqueada (hacia el terreno aguas arriba) con respecto a la inferior
- La fijación al suelo se puede mejorar con estacas de madera, estacas vivas con capacidad de enraizamiento o piquetas metálicas.

También en el caso de la instalación de una barrera de sacos puede ser conveniente escarbar ligeramente hacia aguas arriba en la franja que va a servir de asiento a los sacos, para posteriormente apelmazar ligeramente esa tierra extraída contra los costados de los sacos de la fila inferior. Hay que añadir que en las juntas situadas entre los sacos es posible la colocación de ramas vivas (con capacidad de enraizamiento), así como también es posible la fijación al terreno con estacas vivas.

Cuando la rotura de los sacos y su desintegración sea importante, cabe plantearse una nueva instalación en los espacios intermedios dejados entre los alineamientos ya establecidos. Los sacos pueden ser de tela artificial (normalmente polipropileno) o natural (arpillera de yute). En este último caso la desintegración de los sacos irá dejando cordones de tierra con restos de la tela que se irá descomponiendo y aportando algo de materia orgánica. Cuando mejor sea la tierra de relleno de los sacos, más fácil será establecer vegetación en estos cordones.

Los caballones de piedra son semejantes en su estructura a los diques temporales que suelen emplearse



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

para la corrección de cárcavas, si bien, como es lógico se extienden transversalmente a la pendiente, a lo ancho de toda o casi toda ella, siguiendo curvas de nivel. Lo normal, como en los casos anteriores, es que la construcción de los mismos se realice manualmente, aunque existe la posibilidad de mecanizar la labor parcialmente si se dispone de una despedregadora agrícola o una hoja empujadora de buldócer de tipo fleco, es decir con vanos semejantes a los de un rastrillo o enrejado. Empleando este tipo de hoja empujadora, se construyeron caballones de piedra suelta en las zonas de mayor pendiente de la escombrera de interior de Mina Emma (Puertollano). Lo lógico es efectuar esta labor después de una operación de descompactación.

La distancia aconsejable que hay que dejar entre líneas de pacas en una pendiente (espaciamiento), en ausencia de otras medidas que limiten la longitud de la pendiente, se puede obtener en la Tabla que se muestra más abajo, basada en Bigatel *et al.* (1999). Al tratarse igualmente de barreras de carácter permeable, estas indicaciones pueden considerarse orientativas para las barreras de sacos y los caballones de piedras. Estos espaciamientos también pueden servir para intercalar este tipo de barreras con otro tipo de estructuras de control de la erosión tales como canales. Sin embargo, al ser permeables, el espaciamiento y el dimensionamiento de dichos canales no debe considerar la presencia de estas barreras.

Pendiente (%)	Pendiente aproximada (°)	Máxima longitud de la pendiente entre líneas de pacas o sacos (m)
5	2,9	30,5
10	5,7	15,2
15	8,5	10,7
20	11,3	7,6
25	14	6,1
30	16,7	4,6
35	19,3	4,6
40	21,8	4,6
45	24,2	3,0
50	26,5	3,0

### EFFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Establecidas sobre los residuos, pueden reducir los riesgos derivados la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica. Indirectamente, en la medida en que facilite la implantación de una cubierta vegetal, reducción de la generación de efluentes contaminantes.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Acolchado. Siembras, plantaciones. Hidrosiembra. Estructuras para el control de la escorrentía. Trampas y estanques de sedimentación.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

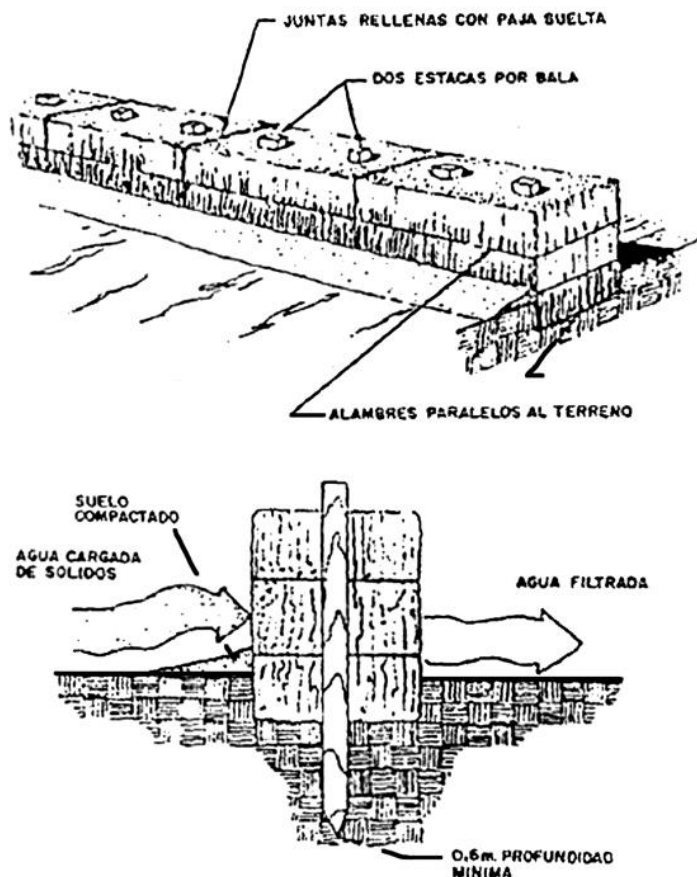
### REFERENCIAS

Bigatel, P.E., Camus, G.R., Caylor, D.W., Dalberto, A.D. and Hellier, W.W. 1999. *Engineering Manual for Mining Operations*. Pennsylvania Department of Environmental Protection, Bureaus of Mining and Reclamation and District Mining Operations. Harrisburg, Pennsylvania.

IGME (ITGE). 1989. *Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería*. Serie Ingeniería Geoambiental. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.

Israelsen, C.E., and Israelsen, E.K. 1982. Controlling Erosion on Surface Mining Sites. *1982 Symposium of Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*. Lexington, Kentucky.

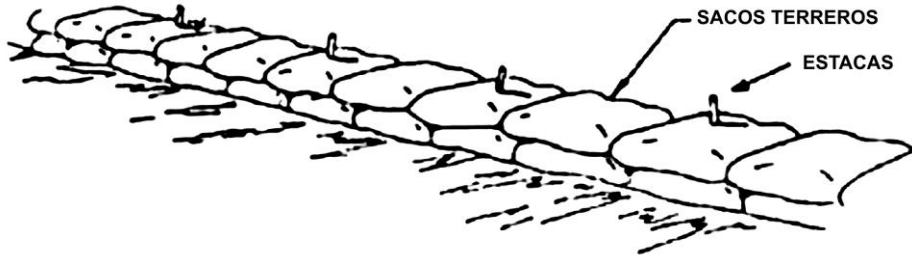
### IMÁGENES



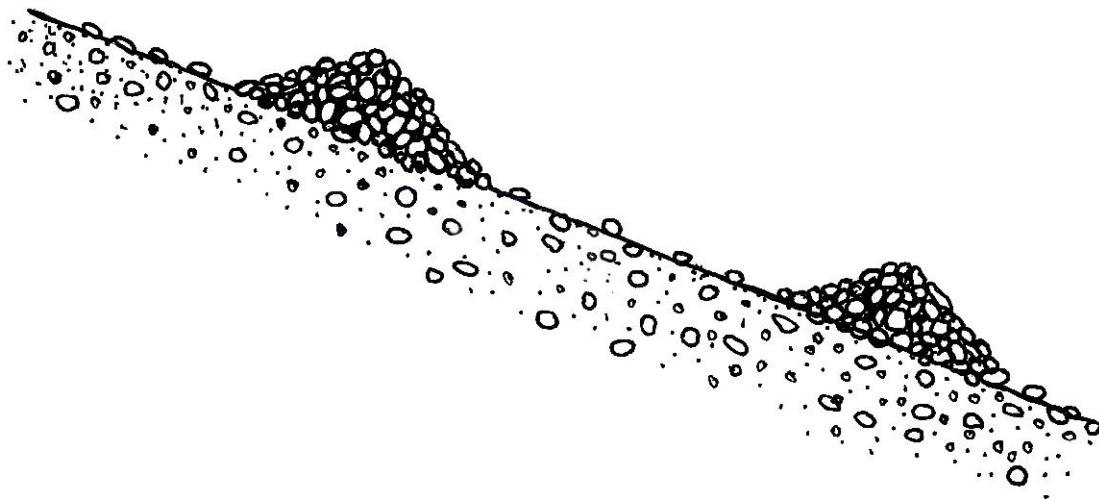
Esquema que muestra la instalación de una barrera de balas de paja (IGME, 1989).



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Esquema que muestra la instalación de una barrera de sacos terreros (IGME, 1989).



Esquema que muestra la disposición de caballones de piedra en pendiente.



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBABDA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### CORRECCIÓN DEL pH

#### DESCRIPCIÓN:

El establecimiento de una cubierta vegetal es muchas veces un objetivo fundamental de un plan de rehabilitación o remediación, ya sea para la protección de una cubierta de suelo construida sobre los residuos o para la fitoestabilización directa de los mismos. Valores de pH fuera de los rangos normales en suelos (<5,5 o >8,5), pueden causar infertilidad y limitar la actividad microbiana. Por otro lado, la corrección del pH puede tener un efecto estabilizador al producir la disminución de determinados elementos solubles.

Los problemas asociados a fitotoxicidad o alta disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en residuos mineros son más probables en condiciones de elevada acidez, ocasionada por la oxidación de minerales piríticos presentes en los residuos. Cuando los residuos son de carácter ácido, o cuando se empleen materiales para el recubrimiento de los residuos que también sean ácidos, puede ser conveniente encalar. El encalado o aporte de enmiendas para la neutralización de la acidez es una práctica secular para paliar los efectos de la acidez del suelo. En suelos con problemas de acidez, el encalado puede proporcionar los siguientes beneficios (USDA, 1999):

- Reducción de la posibilidad de toxicidades derivadas del elevado nivel de Al y Mn (y de otros elementos) en la solución del suelo.
- Aumento de la actividad microbiana.
- Mejora de la estructura del suelo.
- Aumento de la capacidad de fijación de N por parte de los sistemas diazotróficos ligados a las leguminosas.
- Aumento de los niveles de Ca y Mg asimilables.

Tradicionalmente, la práctica de corrección con enmiendas calizas de suelos agrícolas se ha basado en la determinación de la cantidad de material neutralizante de la acidez que se requiere para disminuir la acidez total a un valor aceptable. Para evaluar esa necesidad existen diversos métodos, como por ejemplo la elaboración de curvas de neutralización, el estudio de la importancia relativa de la llamada acidez de intercambio catiónico ( $H^+$  y  $Al^{3+}$  fundamentalmente), o los métodos de equilibrio con soluciones tamponadas midiendo la acidez por el cambio producido en el pH. Estos últimos son los más empleados por su rapidez, en comparación con los dos primeros tipos que son más lentos y laboriosos. En los suelos minerales de carácter ácido lo normal es que exista una proporción elevada de  $Al^{3+}$  en el complejo de cambio. La liberación de este aluminio a la solución del suelo genera protones por hidrólisis. Los efectos negativos de la acidez de los suelos son debidos principalmente a la toxicidad de los iones  $Al^{3+}$  y  $Mn^{2+}$ . Solamente en los suelos extremadamente ácidos (con pH entre 3,5 y 4,4) el  $H^+$  llega a ser importante en posiciones de intercambio catiónico y en la solución del suelo. Buena parte de los métodos de cálculo para definir las necesidades de encalado de suelos agrícolas consideran la necesidad de material a aportar para reducir en una determinada proporción esa acidez de intercambio. Cuando se trata de residuos mineros, hay que tener en cuenta la posible presencia de sulfuros metálicos (especialmente pirita), los cuales, al oxidarse pueden generar gran cantidad de acidez. Esta elevada acidez aumenta los contenidos solubles de elementos potencialmente tóxicos para la vegetación y conlleva la posibilidad de generar aguas ácidas. El proceso natural de oxidación de la pirita es fundamental en la alteración superficial de depósitos minerales, la formación de suelos de sulfatos ácidos y el desarrollo de acidez y movilización de metales en



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBABDA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

aguas naturales (Nordstrom & Alpers, 1997). Probablemente buena parte de esa elevada acidez que muchas veces se produce en residuos originalmente ricos en pirita, que han sufrido una oxidación superficial, se deba a la presencia de importantes cantidades de  $H^+$  libre o almacenado de forma temporal en forma de precipitados de sulfatos ácidos. En residuos mineros, por lo tanto es razonable hablar de tres tipos de acidez:

- Acidez activa disuelta, que es el contenido en hidrogeniones libres de la solución del suelo, y viene determinada por el pH de la misma.
- Acidez activa de intercambio catiónico, relacionada con la acidez presente en el complejo de cambio.
- Acidez potencial u oxidable, que es el poder de generación de acidez del suelo o residuo minero debida a minerales potencialmente generadores de acidez por oxidación, cuando son expuestos al aire. Esta es la más difícil de corregir, y su corrección dependerá, en buena parte, del contenido en elementos neutralizantes existentes en la misma masa de suelo o residuo minero.

Así pues, en los residuos mineros con presencia de sulfuros que han sufrido un cierto proceso de oxidación cabe hablar de estos tres tipos de acidez y de un complejo entramado de procesos de disolución neutralización, e intercambio iónico que complican la correcta elección de las dosis de materiales necesarios para corregir la acidez. Posiblemente, dada la gran complejidad de procesos que tienen lugar en un residuo minero de estas características, lo más directo, sea obtener la llamada curva de neutralización. Dicha curva se genera mediante pruebas de titulación de una muestra de suelo o residuo minero con un álcali estándar hasta un punto final de pH especificado. La práctica habitual es generar un gráfico de pH frente a la cantidad de álcali añadido. Lo normal es obtener la curva titulando con un álcali soluble, tal como hidróxido de calcio, y luego convertir las necesidades requeridas para un determinado salto de pH a la fuente de alcalinidad que vaya a ser empleada, como carbonato cálcico, cal viva, o lo que sea. La obtención de la curva permite después planificar la aportación de materiales neutralizantes hasta alcanzar el valor de pH que se considere adecuado. Por ejemplo, para la mayoría de elementos potencialmente tóxicos habitualmente presentes en residuos mineros (metales pesados, arsénico y selenio), un valor de pH entre 5,5 y 6,5 permite reducir los problemas asociados a ellos en gran medida a excepción de Ni y Zn (Allen *et al.*, 2007).

Sin embargo, como se ha dicho, el anterior método resulta lento y laborioso, por lo que muchas veces se opta por emplear un método de predicción denominado contabilidad ácido-base (*Acid-Base Account*, ABA). Originalmente se planteó para valorar la capacidad de generación máxima de acidez a través de la medida del azufre pirítico presente, y la capacidad de neutralización potencial de estériles mineros como medida del carbonato cálcico equivalente, sobre muestras de roca fresca molida obtenida en sondeos o frentes de explotación. El valor obtenido de la medida del porcentaje en peso del azufre pirítico, multiplicado por el factor 31,25, permite obtener el número de toneladas de carbonato cálcico necesarias para neutralizar la acidez potencial (AP) que es susceptible de generarse en mil toneladas de material que contiene dicho azufre pirítico (partes por mil). La evaluación del contenido de bases (minerales con capacidad neutralizante y bases de cambio) es el segundo aspecto fundamental de la contabilidad ácido-base: la determinación de la capacidad de neutralización potencial (NP). Esta capacidad se debe principalmente a la presencia de carbonatos cálcicos o magnésicos, aunque también a algunos minerales con apreciable capacidad de neutralización como la anortita o la clorita. El método original ha sido revisado y perfeccionado en numerosos trabajos. Se ha afirmado que el procedimiento más completo y teóricamente más exacto es el propuesto por Price *et al.* (1997), el cual incluye determinaciones de azufre total, azufre-sulfato ácido lavable, azufre-sulfato ácido insoluble, azufre en forma de sulfuro, capacidad de





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

neutralización potencial, carbono en forma de carbonato y pH. Los inconvenientes que surgen al decidirse por un esquema de análisis tan completo, cuando se examinan gran número de muestras, son obvios. Actualmente, es posible que el procedimiento analítico más empleado sea el propuesto por Lawrence & Wang (1996).

En términos generales, el método ABA se considera una buena herramienta cualitativa para evaluar la calidad de los recubrimientos mineros como materiales para la formación de suelos y para predecir la calidad de las aguas de drenaje en la zona después de la explotación minera (Skousen *et al.*, 2001). En realidad este método está pensado para evaluar el potencial de generación de acidez de residuos frescos en lugar de residuos que ya han sufrido un proceso de meteorización, por lo que puede resultar inapropiado para calcular necesidades de material neutralizante a aportar sobre la superficie de residuos y suelos mineros abandonados. La metodología utilizada en Texas (RCT, 1988), aplica una modificación de la contabilidad ácido-base, incorporando la medida de la acidez activa ( $H^+$  y  $Al^{3+}$  de cambio) en el cálculo final, quedando:  $NNP = NP - (PP + EA)$ , siendo NNP la neutralización potencial neta, NP la neutralización potencial, PA la acidez potencial y EA la acidez activa medida mediante una extracción clásica con KCl (Thomas, 1982). Todos los factores suelen expresarse en toneladas de  $CO_3Ca$  equivalente por cada 1000 toneladas de material. Incluso con la inclusión de esta modificación, el método presenta limitaciones y el balance final obtenido puede no ser exacto, pero posiblemente sea la mejor aproximación para el cálculo de necesidades de material de neutralización. Una vez evaluada la necesidad de carbonato cálcico equivalente que se necesita aportar, se debe valorar la cantidad necesaria del material del que se dispone, en función de la equivalencia del poder neutralizante del mismo con la caliza. Además habrá que considerar una posible falta de pureza y un cierto grado de ineficacia, pues prácticamente será imposible que todo el material reaccione completamente. Esto se debe a que parte del material de enmienda añadido se pierde por la formación de recubrimientos sobre las partículas. Lo normal en todo caso será aplicar las dosis de enmienda en dos o más aplicaciones, debido a las grandes cantidades que normalmente se pueden necesitar. Es recomendable que cualquier proceso de corrección del pH de un residuo minero conlleve un seguimiento y control, puesto que, como se ha dicho, no es un método exacto, y existen numerosos factores interrelacionados que difícilmente pueden ser considerados. En este sentido merece la pena dar por sentado que pueden ser necesarias nuevas aportaciones con el paso del tiempo, por lo menos hasta que la vegetación lleve unos años bien establecida.

Conviene advertir que el encalado tradicional puede solucionar problemas de acidez en suelos y estériles mineros hasta cierto punto: mientras existan sulfuros remanentes, la generación de acidez continuará y el problema volverá a aparecer. Incluso años después de la aplicación de prácticas de rehabilitación, y habiendo sido implantado algún tipo de cubierta vegetal, puede volver a generarse acidez, produciéndose un decaimiento de la vegetación. Si esto ocurre pueden ser necesarias nuevas aplicaciones de mantenimiento. No obstante, se ha demostrado que el aporte de caliza en terrenos mineros desnudos y ácidos favorece la colonización natural de álamos y sauces, y su permanencia, incluso si las condiciones edáficas vuelven a empeorar. Sin embargo, en determinadas ocasiones, la meteorización de ciertos residuos mineros abandonados han llevado a unas condiciones que permiten considerarlos sistemas hiperácidos o ultra-ácidos, con valores de pH inferiores a 3,5, gran actividad de bacterias acidificantes y fuerte elevación del potencial redox. En tales casos, es muy posible que la enmienda no sea ya una solución, por las ingentes cantidades que se necesitarían, pudiendo plantearse otras opciones tales como la cobertura o el encapsulado.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Existen numerosos casos documentados en la literatura sobre la aplicación de encalantes tradicionales (caliza agrícola, dolomía, cal apagada, espumas de azucarera, etc.) sobre residuos mineros. Un material que se ha mostrado de gran utilidad son las espumas de azucarera. Usualmente tiene un tamaño de partícula fino, y contiene materia orgánica y elevada capacidad de intercambio catiónico. Es un recurso posiblemente infrutilizado en rehabilitación de residuos mineros, principalmente debido a los costos de transporte que resultan de las ubicaciones concretas y lejanas de las azucareras, así como por su contenido de agua relativamente alto. Algunos estudios han demostrado también que la adición de fosfato (especialmente si es fosfato cálcico) puede ayudar a controlar la formación de acidez reduciendo la oxidación de la pirita presente en los estériles mineros. Otros tipos de materiales que se han ensayado con éxito son las cenizas volantes de centrales térmicas, los residuos de la combustión de biomasa, las conchas de mejillón molidas y otros. Sobre el empleo de cenizas volantes de las centrales termoeléctricas como enmienda para suelos mineros ácidos se ha escrito también abundante literatura. En la publicación *West virginia Agricultural & Forestry Experiment Station Anual Report* de 1967 se hace referencia, por primera vez, a la investigación de las cenizas volantes de las centrales termoeléctricas como enmienda para suelos mineros ácidos (Sencindiver & Skousen, 1989). Las dosis empleadas han sido siempre muy elevadas. Plass & Capp (1974) enmendaron un estéril minero ácido con más de 500 t/ha de cenizas volantes, consiguiendo un incremento del pH desde 3 hasta 6 y aumentando el P disponible. Los materiales inorgánicos presentes en el carbón son los materiales que forman las cenizas y los subproductos de la combustión del carbón. Aproximadamente una quinta parte de las cenizas caen en el fondo del horno, y el resto solidifica (como fases cristalinas o no) denominándose cenizas volantes. Las cenizas de fondo contienen el mismo tipo de minerales que las cenizas volantes pero en diferentes proporciones, siendo, por ejemplo, proporcionalmente más ricas en anhídrita y carbonato cálcico que las cenizas volantes. Lo ideal es que las cenizas o subproductos de la combustión del carbón usados como neutralizadores de la acidez contengan un mínimo de 10% de  $\text{CO}_3\text{Ca}$  equivalente. Se ha señalado que el aporte de cenizas volantes puede suponer también una mejora de las características físicas del suelo, además de la corrección de la acidez. Sin embargo, existen algunos riesgos asociados al empleo de subproductos de la combustión de carbón, derivados de la posible acumulación en suelos y plantas de: Se, As, Mo y B. Korcak (1996) advierte de que no suele encontrarse en la literatura ninguna evaluación de riesgos sobre la presencia de dichos elementos en los residuos de la combustión del carbón, recomendando finalmente que en cualquier plan de rehabilitación sean considerados.

Generalmente, los problemas asociados a valores elevados de pH en residuos mineros abandonados son de mucha menor importancia. Sin embargo, en ciertas regiones se puede dar la circunstancia de un predominio de valores muy altos de pH con contenidos importantes de As y Se, como es el caso de numerosas presas mineras de residuos de flotación de los distritos mineros de Linares-La Carolina y norte de Córdoba (en España). En estos casos podría ser interesante intervenir para alcanzar valores de pH entre 5,5 y 6,5, con lo cual se verían teóricamente reducidos los problemas asociados a estos elementos y a otros como el Pb (Allen *et al.*, 2007). Una posibilidad es realizar aportaciones de ácido fosfórico o, si la superficie no es muy grande, incorporar abonos acidificantes en dosis fuertes (fosfato monoamónico, fosfato diamónico). Estos compuestos tienen la ventaja añadida de contener el grupo fosfato, con una reconocida capacidad de inmovilizar varios elementos, especialmente el Pb. Otra posibilidad es añadir cantidades grandes (enmiendas) de materiales orgánicos de carácter ácido, tales como: corteza de pino, pinaza, turba, o residuos orgánicos compostados de carácter ácido. Sin embargo, no es posible recomendar estas prácticas como de probada eficacia de forma generalizada, por lo que deberían ser comprobadas *in situ*.





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Cuando se considere la posibilidad de emplear materiales neutralizantes que no sean de carácter comercial, es imprescindible analizarlos para obtener un conocimiento lo más preciso de sus propiedades físicas y químicas: granulometría, valor neutralizante y contenido equivalente en cal o carbonato cálcico. Las enmiendas calizas procedentes del mercado, deberán cumplir los requisitos señalados en el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Lo ideal es que el material a emplear para las enmiendas esté finamente molido. En este caso, la distribución sobre la superficie del terreno es semejante a la distribución de un fertilizante, pudiendo emplearse una abonadora centrífuga para aquellas superficies cuya pendiente permite el uso de un tractor. En estas superficies interesará además dar una labor ligera de grada o escarificador. En superficies de pendiente excesiva para el empleo de un tractor, la distribución y mezcla con la superficie deberá realizarse a mano. La operación de encalado deberá anticiparse como mínimo unos tres meses a cualquier siembra o plantación, así como a cualquier aportación de enmiendas orgánicas, para minimizar el contacto entre ambos tipos de materiales y la liberación de N.

### EFFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Reducción de la emisión de elementos contaminantes solubles. Indirectamente, en la medida en que facilite la implantación de una cubierta vegetal, reducción de la generación de efluentes contaminantes y sedimentos.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Enmiendas orgánicas, fertilización. Laboreo agrícola o manual para enterrado y mezcla. Siembras, plantaciones. Hidrosiembra.

### REFERENCIAS

Allen, H.L., Brown, S.L., Chaney, R., Daniels, W.L., Henry, C.L., Neuman, D.R., Rubin, E., Ryan, J.A., and Toffey, W. 2007. *The use of soil amendments for remediation, revitalization and reuse*. US EPA 542-R-07-013. Cincinnati, Ohio.

Korcak, R. 1996. Coal Combustion Residues in Soil Amendments: Surface Coal Mining. *Coal Combustion By-Products Associated with Coal Mining Interactive Forum*. Southern Illinois University. Carbondale, Illinois. pp. 143-152.

Lawrence, R.W. and Wang, Y. 1996. *Determination of Neutralization Potential for Acid Rock Drainage Prediction*. MEND Project Report 1.16.3, MEND. Ottawa, Ontario.

Nordstrom, D.K. and Alpers, C.N. 1997. Geochemistry of acid mine waters. In: Plumlee, G. and Logson, M. (eds.). *Environmental Geochemistry of Mineral Deposits*. Reviews in Economic Geology, vol. 7A, chapter 6. Society of Economic Geologists.

Plass, W.T. and Capp, J.P. 1974. Physical and Chemical Characteristics of Surface Mine Spoil Treated with Fly Ash. *Journal of Soil and Water Conservation*, 20: 119-121.



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
DE CIENCIA, INNOVACIÓN  
Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico  
y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL  
DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL  
Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Price, W. A., and Errington, J. 1998. *Guidelines for metal leaching and acid rock drainage at minesites in British Columbia*. B.C. Ministry of Energy and Mines. Victoria, British Columbia.

RCT (Railroad Commission of Texas). 1988. *Technical Release SA-2: Materials Suitable for Placement in the Top Four Feet of Leveled Minespoils, Including Topsoil Substitutes*. Railroad Commission of Texas, Surface Mining and Reclamation Division. Austin, Texas.

Skousen, J.G., Simmons, J. and Ziemkiewicz, P. 2001. The Use of Acid-Base Accounting to Predict Post-mining Drainage Quality on West Virginia Surface Mines. *Eighteenth Annual Meeting of American Society for Surface Mining and Reclamation*. Albuquerque, New Mexico. pp. 437-447.

Thomas, G.W. 1982. Exchangeable cations. In: Page A.L. (ed.). *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Agronomy Monograph 9. Madison, Wisconsin. pp. 159-165.

USDA. 1999. *Liming to improve soil quality in acid soils*. Soil Quality-Agronomy Technical Note No. 8. USDA-NRCS.

### IMÁGENES



Distribución de enmienda caliza sobre la superficie de la presa minera Cauquenes (Chile). Fotografía cedida por Mauricio Lemus.



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### ENMIENDAS ORGÁNICAS

#### DESCRIPCIÓN:

Aunque no siempre, la mayoría de las instalaciones abandonadas de residuos mineros que requieren actuaciones de rehabilitación ofrecen limitaciones importantes para el establecimiento de vegetación. En ocasiones, estas limitaciones se derivan de la severidad del clima de la zona, aunque, en la mayoría de los casos, están asociadas a la pendiente de los taludes, a la compactación superficial en las plataformas de vertido, y/o a la naturaleza físico-química de los residuos. A veces, las propiedades de los residuos no son excesivamente limitantes, por lo que la ausencia de cobertura vegetal, en instalaciones que llevan décadas abandonadas, sólo puede explicarse porque el material que quedó en superficie no poseía un banco de semillas y era, desde el punto de vista biológico, bastante inerte. Dado que, en la gran mayoría de los casos, el establecimiento de una vegetación protectora y sostenible es un aspecto clave de un proyecto de rehabilitación, se debe crear o construir un medio de enraizamiento para que esa vegetación pueda establecerse y permanecer. Para ello se puede contar con los propios residuos de la instalación, si no presentan excesivos problemas de fitotoxicidad, o con suelos contruidos de forma artificial, ya sea desde la perspectiva de la ingeniería civil y la física del suelo (cubiertas secas), o desde una aproximación principalmente basada en la edafología y la química de suelos (diseño de tecnosoles). Excepcionalmente, se podrá contar con recursos de suelos nativos o tierra vegetal, ya sean extraídos de zonas que puedan verse afectadas por el proyecto de rehabilitación, o que lleven largo tiempo almacenados en acopios abandonados. En el segundo caso, estos materiales pueden haber sido sometidos a mezcla de horizontes al ser retirados y, con seguridad, habrán visto alterada su estructura e integridad físicas. Es seguro además que, durante los períodos de almacenamiento, habrán tenido lugar en mayor o menor grado los procesos siguientes: pérdida de materia orgánica, interrupción de los procesos biológicos, paulatina reducción de la viabilidad de semillas, propágulos, esporas y estructuras de resistencia, etc. Por lo tanto, cualquiera que sea la materia prima para proporcionar el crecimiento vegetal en un proyecto de rehabilitación de una instalación abandonada de residuos mineros, el aporte de materia orgánica parece imprescindible, por lo menos hasta que la vegetación implantada produzca suficiente biomasa. La materia orgánica (especialmente el humus) es un componente esencial debido a que estabiliza y une a las partículas del suelo en agregados estructurales, mejora la capacidad del suelo para almacenar y permitir el flujo de agua y aire, aumenta la capacidad de amortiguación, proporciona nutrientes a las plantas y a los microorganismos del suelo, produce aumentos en la actividad microbiana, incrementa la capacidad de intercambio catiónico, y disminuye la posibilidad de compactación. En muchos casos, reduce la solubilidad y la biodisponibilidad de elementos potencialmente tóxicos para las plantas, como muestran Pérez-Esteban *et al.* (2014). Por todo ello, el contenido en materia orgánica es considerado uno de los indicadores más útiles para la evaluación de la calidad y estabilidad del suelo (Larson & Pierce, 1994). Se ha señalado que los aportes de materia orgánica podrían ser contraproducentes si promueven la formación de condiciones anaerobias al aplicarlos directamente sobre residuos de flotación oxidados (Ribet *et al.*, 1995), generando una liberación de elementos absorbidos o coprecipitados con los oxi-hidróxidos de hierro. Sin embargo, de la revisión de abundante bibliografía, no parecen deducirse evidencias de que esto ocurra de forma generalizada en condiciones de campo (con vegetación), y menos en climas secos. Las posibilidades de que esto pueda suceder se reducen con un esponjado del terreno donde se incorpora la materia orgánica, o remodelando para impedir que existan zonas propensas al encharcamiento. Otro medio de reducir la mencionada disolución reductiva es aumentar previamente el pH.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Evidentemente, las posibilidades de establecer y mantener una cubierta vegetal dependen de la existencia de nutrientes minerales asimilables por las plantas. En estériles mineros, usualmente, los contenidos en elementos menores son adecuados para el desarrollo vegetal, y los elementos nutritivos que aparecen en concentraciones limitantes suelen ser N y P, a los que se une el Ca y Mg en suelos ácidos (Bradshaw & Chadwick, 1980; Smith *et al.*, 1987; Daniels & Zipper, 1988). Por ello, los aportes de N y P pueden resultar necesarios casi siempre, independientemente del tipo de cubierta vegetal proyectada. En los residuos mineros, se da una gran variabilidad espacial de todos los parámetros químicos, lo que es todavía más cierto respecto a los nutrientes, además de que la mayoría de las medidas de nutrientes disponibles realizadas en estériles mineros no han sido correlacionadas con medidas de extracción real por la vegetación. Por ello, la aproximación agronómica tradicional para establecer dosis de fertilización basada en análisis de muestras superficiales puede ser poco eficiente desde el punto de vista económico, y tal vez sea mejor un aporte estándar que un ajuste afinado (Daniels & Zipper, 1997). Dichos autores recomiendan dosis aproximadas de 85-150 kg/ha de N, 280 kg/ha de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y 115 kg/ha de K<sub>2</sub>O, como medio de establecer cubiertas herbáceas antierosión sobre residuos mineros. Hay que añadir que los fertilizantes con caros, y que se producen pérdidas importantes por escorrentía y lavado, antes de que la vegetación se haya desarrollado (Marrs & Bradshaw, 1982). En base a esto, resultará razonable distribuir de forma manual cantidades pequeñas, repitiendo cuando se considere adecuado, una vez que se haya producido la nascencia de la vegetación sobre un medio mejorado mediante aportes orgánicos, los cuales, si están bien elegidos, pueden proporcionar también nutrientes para esas primeras fases. En lo que respecta al N, la introducción de leguminosas (mediante semillas o cepellones inoculados con *Rhizobium*) ha sido considerada por muchos investigadores la vía más eficiente de acumularlo en terrenos mineros. En cualquier caso, la garantía de la sostenibilidad a largo plazo del sistema pasará por la fijación biológica del N y el reciclado del P presente en la materia orgánica procedente de la vegetación, una vez establecida.

La práctica de incorporar materiales ricos en materia orgánica a los suelos de cultivo es tan antigua como la agricultura. El fundamento de las enmiendas orgánicas agrícolas es la reposición del humus del suelo para compensar las pérdidas anuales asociadas al cultivo, y está basada normalmente en estimaciones que tienen en consideración las características de la zona, suelo y cultivo. Por ejemplo, un abonado con estiércol para reponer las pérdidas debidas a la mineralización asociada al cultivo puede ser de 5 Mg/ha para el trigo de invierno o 10 Mg/ha para el maíz. Si se pretende proporcionar una mejora del nivel húmico general, puede ser recomendable aportar entre 30 y 60 Mg/ha de paja o estiércol, cada tres años. La aplicación de enmiendas orgánicas en rehabilitación de terrenos mineros se ha realizado, la mayoría de las veces, empleando dosis mucho más elevadas que las que se emplean en agricultura y, por lo general, en una sola aplicación. A veces la justificación del aporte se realiza sobre la base de incrementar el contenido en materia orgánica, medida en % en peso de la fracción fina (<2mm), para alcanzar un cierto valor prefijado, conociendo el contenido presente en los materiales a enmendar, que en el caso de instalaciones abandonadas serán suelos o estériles mineros. Hay que señalar que, cuando en los estériles mineros existen restos de carbón, se pueden obtener medidas elevadas de materia orgánica. Sin embargo, en los estériles y suelos de apariencia más carbonosa, los datos permiten dudar de la validez de la medida del contenido en materia orgánica o, cuando menos, permiten dudar de que la materia orgánica medida se pueda considerar funcional desde el punto de vista edáfico y ecológico (Arranz-González, 2006). Cuando no se disponga de materiales con apariencia de poseer buenos contenidos de materia orgánica, lo que muchas veces es relativamente fácil por el color y el olor, puede considerarse que los materiales de partida tienen un contenido nulo. Según Alcañiz *et al.* (2008), si las tierras o estériles aprovechables para la rehabilitación tienen 2% o más de materia orgánica en la tierra fina, no sería necesario aportar enmiendas.



**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS**

Esta propuesta parece razonable, dado que el contenido de materia orgánica es inferior al 1,7% en la mitad de los suelos agrícolas y de pastos españoles (López-Arias y Grau-Corbí, 2004), aunque en suelos forestales normalmente será algo superior. Así pues, suponiendo que se quiera incrementar en 2% el contenido de materia orgánica en unos materiales de textura media, sin elementos gruesos, para los que se sabe o se supone que su contenido en materia orgánica es despreciable, bastará un aporte de unos 80 y 100 Mg/ha de materia orgánica en base seca (aunque habría que calcularlo para afinar). Generalmente se admite que la relación C:N de las enmiendas esté debe estar entre 12:1 y 20:1. Conviene advertir que existe mucha bibliografía en la que se describen experimentos de laboratorio en los que se mezclan estériles mineros con cantidades enormes de diversos tipos de materiales ricos en materia orgánica, buscando la mejora de las propiedades físicas y químicas y/o la reducción de la movilidad de elementos potencialmente tóxicos. Muchos de estos trabajos tienen una más que dudosa aplicación práctica sobre el terreno desde el punto de vista de la factibilidad y economía.

Las enmiendas orgánicas, según la definición del Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes, se componen de materiales carbonados de origen vegetal o animal, y son utilizadas fundamentalmente para mantener o aumentar el contenido en materia orgánica del suelo, mejorar sus propiedades físicas y mejorar también sus propiedades o actividad química o biológica. Para las enmiendas orgánicas puede utilizarse, en principio, cualquier material o residuo rico en materia orgánica, con tal de que se tenga control sobre su composición: contenido en C orgánico, humedad, relación C:N, contenido en elementos fertilizantes y elementos que puedan ser tóxicos, características físicas, etc. Los diferentes materiales útiles como enmiendas orgánicas pueden agruparse en: residuos ganaderos, residuos agrícolas, lodos de depuradoras y residuos urbanos compostados, residuos de la industria agroalimentaria, residuos orgánicos industriales, y residuos forestales o de la industria maderera. Todos los residuos orgánicos presentan problemas específicos, relacionados con la recogida, transporte, acondicionamiento previo a su incorporación, técnicas de aplicación, dosificación y control de los efectos que producen (Navarro Pedreño *et al.*, 1995). En la literatura sobre rehabilitación de residuos mineros es posible encontrar un amplio abanico de materiales orgánicos empleados para mejorar las propiedades de residuos y suelos mineros, si bien destacan claramente los lodos de depuradora (biosólidos), los de origen agropecuario (estiércoles, lisieres y purines), los residuos forestales, y los residuos sólidos urbanos compostados, así como las mezclas de estos materiales entre ellos o con otros de naturaleza mineral.

El estiércol es una mezcla de las deyecciones de los animales de cría con los materiales que sirven de cama (habitualmente paja u otro tipo de residuos de cosecha). Los diferentes tipos de ganado, unido a las diferentes clases de camas y a los procesos de manipulación y fermentación sufridos por el estiércol llevan a que su composición sea enormemente variada. Es posible distinguir, por sus características diferenciales, la gallinaza, la cual se compone de deyecciones de aves de corral junto con el material usado en las camas y cal en pequeña proporción (Navarro Pedreño *et al.*, 1995). Cuando este tipo de materiales se han manipulado correctamente, dejando que fermenten de manera más o menos controlada hasta su maduración, son materiales excelentes para emplear como enmienda orgánica. Vogel (1987) recomienda aportaciones de 35 a 70 Mg/ha para este tipo de materiales. Larney *et al.* (2009) comprobaron las ventajas del empleo de este tipo de materiales en suelos que habían sido decapados, en los que una sola aplicación de estiércol, a razón de 75 Mg/ha, proporcionó una respuesta de rendimiento significativa hasta 16 años después de la aplicación. La búsqueda de este tipo de residuos en determinados lugares, para su adquisición a granel en suficiente cantidad puede ser infructuosa. No obstante, si se consigue una fuente de residuos agroganaderos cercana a un proyecto de rehabilitación, será obligatorio llevar a cabo análisis

**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS**

de laboratorio para caracterizarlos antes de definir las enmiendas a realizar. Otra posibilidad es emplear compost de estiércol comercial que cumpla lo dispuesto en el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Esta opción ofrece ventajas importantes, pues el compostaje permite estabilizar el material, reducir su humedad y elimina o reduce el riesgo de propagación de patógenos, además de que debe ofrecer una serie de garantías de calidad. Los estiércoles maduros o "bien hechos", o los sometidos a un proceso más controlado de compostaje, tienen efectos a mayor largo plazo y un mayor potencial para la formación de humus en comparación con otros tipos de enmiendas basadas en lodos de depuradora o residuos urbanos.

Otros materiales que han sido muy utilizados en restauración de terrenos mineros son los lodos de depuradora o biosólidos, muchas veces combinados con otros materiales. El potencial de los lodos para la restauración eficaz de terrenos mineros es tremendo, en palabras de Sopper (1992). Tal utilización permite a su vez la eliminación de los mismos, con lo que se resuelve, de paso, un problema de gestión de residuos. Los lodos de depuradora aparecen como uno de los materiales de enmienda más competitivos, dada su facilidad de recogida, procesado y transporte, así como por las numerosas técnicas existentes para su aplicación (Navarro Pedreño *et al.*, 1995). Se ha señalado que, aunque la tasa de descomposición de la materia orgánica de los lodos es normalmente alta, lo que podría producir problemas de contaminación por el lavado del nitrógeno, el incremento de la actividad biológica y el hecho de favorecer la presencia de vegetación, contribuyen a interceptar esas posibles pérdidas. Si el aporte de lodos de depuradora se calcula para proporcionar suficiente N mineralizable para satisfacer las necesidades anuales de los cultivos, esto se conoce como la "tasa agronómica" y rara vez supera los 25 Mg/ha. Sin embargo, la mayoría de las investigaciones de recuperación con biosólidos en las últimas dos décadas ha indicado que la tasa óptima de aplicación única para la revegetación y el crecimiento a largo plazo de las plantas puede estar entre 50 y 100 Mg/ha. Las dosis típicas que se han empleado en rehabilitación de terrenos mineros varían entre 112 y >224 Mg/ha (Haering *et al.*, 2000). Estas cantidades tan elevadas, que se aplican comúnmente de una sola vez, asumen que los efectos a largo plazo en la calidad del agua subterránea serán insignificantes. Si la relación C:N del material es mayor que 25:1, existe una gran probabilidad de que gran parte del N potencialmente mineralizable se inmovilice en la biomasa microbiana, reduciendo en gran medida la tasa de mineralización del primer año (Parker y Sommers, 1983). Igualmente, compostar o mezclar biosólidos con residuos de alto contenido de C como virutas de madera puede reducir el riesgo de lixiviación de nitratos. Los lodos también pueden contener importantes cantidades de elementos fertilizantes y neutralizantes (especialmente el fósforo), por lo que pueden incidir en la mejora de la fertilidad y el pH, aunque también pueden generar problemas por incremento de la salinidad, sobre todo en aplicaciones puntuales, tales como hoyos de plantación, empleando dosis altas y en climas secos (Sopper, 1992). Otro aspecto importante, que limita su aplicación, es que existe la posibilidad de liberación de metales a largo plazo a partir de suelos modificados con biosólidos, si se permite que el pH del suelo disminuya por debajo de 5,5, y particularmente si los posibles sulfuros formadores de ácidos presentes en algunos residuos mineros no se pueden neutralizar por completo. Por lo tanto, el uso de lodos de depuradora en materiales potencialmente ácidos, debe combinarse con la determinación precisa de la acidez potencial, y se debe agregar suficiente enmienda caliza, previamente, para asegurar que se mantenga el pH de la zona de incorporación de biosólidos. Cuando hay altos niveles de Zn en los residuos, el pH debe mantenerse por encima de 7,0 (Haering *et al.*, 2000). Además, dados los niveles de metales pesados que suelen estar presentes en los lodos, procedentes de fuentes industriales, estos residuos pueden generar problemas de toxicidad, aunque se ha cuestionado la disponibilidad de los mismos por la complejación que ejerce la materia orgánica. Sin embargo, la disponibilidad y la toxicidad de los metales pesados aportados por los

**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS**

lodos se incrementan con valores de pH del suelo inferiores a 6,5 y, evidentemente, crecerá cuando se vaya produciendo la mineralización de la materia orgánica. De igual modo, los lodos pueden contener abundantes microorganismos patógenos, por lo que se recomienda siempre que sean sometidos a algún tratamiento de estabilización (encalado, compostado, digestión, etc.) antes de ser aplicados sobre los terrenos a enmendar. A pesar de todo lo dicho, hay autores que defienden la aplicación de este tipo de enmiendas sobre residuos y suelos mineros. Por ejemplo, Haering *et al.* (2000), afirman que, si los lodos se han sometido a un proceso de reducción de patógenos y se siguen los protocolos normalmente establecidos en cuanto a límites de concentración de metales pesados y control del pH, los riesgos de contaminación y afección a las cadenas tróficas son extremadamente bajos. En cuanto a la posibilidad de pérdidas de  $\text{NO}_3^-$  y el riesgo de afección a las aguas por los grandes aportes típicos para la restauración de residuos mineros señalan que, después de una revisión de literatura referida al tema, parece ser mínima. La mayoría de los problemas comentados asociados a la aplicación de lodos de depuradora se minimizan si son utilizados lodos compostados. No existiendo normativa particular dedicada al empleo de lodos de depuración y sus derivados para la rehabilitación de terrenos degradados, se considera necesario tener presente la legislación sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario. En España, existe regulación para el empleo de lodos de depuradora como enmienda para suelos agrícolas (RD 1310/1990 de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario), donde quedan establecidas las limitaciones sobre su aplicación al suelo en función de las características de lodo, suelo y cultivo: sólo pueden ser utilizados los "lodos tratados" y amparados por una documentación donde se detalle el proceso de tratamiento sufrido y su composición en términos, al menos, de materia seca, materia orgánica, pH, N, P, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, y Cr. Según esta norma, los lodos tratados han sido sometidos a un tratamiento biológico, químico o térmico, mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento apropiado, de manera que se reduzca de forma significativa su poder de fermentación y los inconvenientes sanitarios de su utilización. En este sentido, se debe analizar la conveniencia de emplear compost comercial generado a partir de lodos de depuradora, con contenidos en metales pesados inferiores a los establecidos en el citado RD 1310/1990. Algunas características deseables de los biosólidos compostados son: >40% de materia orgánica, pH entre 5 y 8,5, un máximo de 10 dS/cm de conductividad eléctrica, y una relación C:N entre 10:1 y 25:1 (Craul & Switzenbaum, 1996). Afortunadamente, existe una guía que puede servir para analizar la idoneidad de la aplicación de lodos de depuradora en restauración de canteras (Alcañiz *et al.*, 2008). La validez de la misma para la rehabilitación de instalaciones de residuos mineros abandonados estriba en que se considera siempre la mezcla de los lodos con materiales disponibles (tierras o residuos mineros). Entre las limitaciones más importantes que establece dicha guía se destacan: el cálculo de las dosis de aplicación según el contenido en materia orgánica lábil y el contenido en metales pesados. Además, como máximo se admiten dosis de lodos de depuradora de 50 Mg/ha de materia seca. Los citados autores aconsejan que no se empleen lodos de depuradora en mezclas con materiales extremadamente predregosos (>80% de elementos gruesos) y con poca arcilla, muy ácidos ( $\text{pH} < 5,5$ ), o de elevada salinidad (>4 dS/m en extracto de saturación) y altos contenidos en metales pesados. Si se siguen todas estas recomendaciones, la aplicación directa sobre residuos mineros abandonados se ve extraordinariamente limitada, aunque queda la posibilidad de enmendar materiales de cobertura para crear capas de suelos artificiales sobre los residuos.

Existen otros muchos tipos de materiales orgánicos compostados que pueden tener interés como enmiendas orgánicas para la rehabilitación de instalaciones abandonadas de residuos mineros, destacando los residuos sólidos urbanos o los de origen predominantemente vegetal: residuos de la industria agroalimentaria, restos de poda (ver imagen más adelante), residuos procedentes de parques y jardines,



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

residuos de la industria maderera, etc. El compostaje de este tipo de materiales reduce los posibles efectos adversos, aumenta la estabilidad, e incrementa la similitud con el humus del suelo, por lo que los convierte en mejores enmiendas húmicas. Lugares como vertederos, taludes de carretera, minas a cielo abierto y otros han sido rehabilitados gracias al empleo de este tipo de composts, con dosis de 50 a 350 t/ha (Alexander, 1999). Por ejemplo, Leifeld *et al.* (2001) evaluaron los efectos beneficiosos de un residuo compostado comercial (derivado de residuos domésticos y de jardín con relación C:N=13) sobre estériles mineros arenosos en Alemania Oriental. También son interesantes los trabajos de Séré *et al.* (2010) sobre la fabricación de tecnosuelos que incorporan materiales tales como residuos verdes y residuos del reciclado del papel compostados. La variedad de materiales existente es enorme en sus características fundamentales, por lo que no es fácil proporcionar indicaciones generales sobre su utilidad. En USCC (2001) y en Kilbride (2006) es posible encontrar valiosa información sobre el empleo de diversos tipos de compost, y Paradelo (2013) realiza una excelente revisión del empleo de materiales compostados para la rehabilitación de residuos y suelos mineros. Es deseable que los composts reúnan una serie de características tales como: contener entre 30% y 60% de humedad, pH entre 5,5 y 8,5, elevada madurez y estabilidad y un máximo de 2,5 dS/cm de conductividad eléctrica, medida en pasta saturada de la mezcla de suelo y compost (USCC, 2001). Este tipo de materiales también se han ensayado en combinación con materiales minerales, tales como zeolitas, para reducir la movilización de elementos potencialmente tóxicos.

Otro material orgánico que está adquiriendo notable interés como base para la realización de enmiendas sobre residuos mineros es el biochar (Keske & Lohman, 2012). En términos técnicos, el biochar se produce por la denominada descomposición térmica (pirólisis) de un material orgánico bajo un suministro limitado de oxígeno (O<sub>2</sub>), a temperaturas relativamente bajas (300-900 °C) (Lehmann & Joseph, 2009). Durante el proceso, el material orgánico de partida se descompone por la acción del calor en una mezcla líquida de hidrocarburos y agua, gases con un poder energético variable, y un residuo sólido rico en C, que se denomina biochar (ver imagen más adelante). El principal interés de este material se deriva de que la adición del mismo podría reducir la movilidad de metales y mejorar las diferentes propiedades fisicoquímicas de los suelos: aumentar la capacidad de retención de agua, incrementar el pH, y aumentar el contenido en nutrientes, contribuyendo a la implementación de la cobertura vegetal (Méndez *et al.*, 2012). Sin embargo, no todos los biochares tienen el mismo efecto, el cual depende de las condiciones de pirólisis y de la materia prima, que, en principio, puede ser cualquier material orgánico, incluyendo todos los que se han ido comentando con anterioridad. Al margen de los diferentes materiales de partida, las condiciones de pirólisis modifican el resultado final. Por ejemplo, se ha señalado que el aumento de la temperatura provoca también un aumento del pH y de la concentración de metales (Hossain *et al.*, 2011; Méndez *et al.*, 2013). Hossain *et al.* (2011), mostraron como el biochar de lodos de depuradora producido a baja temperatura (300-400 °C) resultó ácido, mientras que el producido a alta temperatura (700 °C) resultó de naturaleza alcalina. Además, en dicho estudio, la conductividad eléctrica aumentó lentamente con la temperatura hasta 500 °C, pero a temperaturas superiores (700 °C) disminuyó significativamente hasta reducirse casi a la mitad. De las muchas incógnitas que todavía existen sobre la preparación de estos materiales, se van despejando algunas, pues estos procesos están siendo intensamente investigados. Por ejemplo, el aumento en el pH tras el tratamiento de pirólisis es un fenómeno típico observado en los biochares derivados tanto de lodos (Gascó *et al.*, 2005; Méndez *et al.*, 2013 y Hossain *et al.*, 2011) como de otras materias primas. Este proceso se asocia a las reacciones de polimerización/condensación de compuestos alifáticos y a la disminución en la cantidad de grupos ácidos superficiales durante el tratamiento térmico (Gascó *et al.*, 2005). También se ha demostrado que los cambios en la capacidad de





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

intercambio catiónico (CIC) que produce la aplicación de biochar son función de las edades del mismo, pues la oxidación superficial a lo largo del tiempo aumenta el número de sitios cargados negativamente (Cheng *et al.*, 2008). La CIC de una determinada mezcla de biochar/suelo probablemente también cambiará con el tiempo y el efecto de la adición de biochar en la medición de CIC podría ser una función del tiempo transcurrido desde la aplicación. Existen ya algunas revisiones sobre las características y efectos de diferentes tipos de biochar: Beesley *et al.* (2011) o Paz-Ferreiro *et al.* (2014). Sin embargo, es todavía pronto para poder establecer recomendaciones generales sobre aplicaciones de biochar, ya sea sólo o en combinación con otros materiales enmendantes, por lo que, si se plantea su aplicación a nivel de proyecto de rehabilitación, es imprescindible desarrollar algún tipo de experimentación de laboratorio y de campo.

En cuanto el momento de aplicación de las enmiendas orgánicas, siempre que sea posible, debe distanciarse un mínimo de dos meses de las enmiendas calizas, si se ha previsto también su aplicación, de manera que se reduzcan las posibilidades de volatilización del N. Por ejemplo, se puede considerar la aplicación caliza en primavera y la enmienda orgánica en otoño. Para terminar, es necesario resaltar la importancia que los aspectos logísticos pueden llegar a tener en la aplicación de enmiendas orgánicas, especialmente en lo que se refiere al transporte hasta la instalación de residuos mineros y la aplicación superficial. Como se ha ido mostrando, se trata siempre de cantidades importantes de materiales, cuya disponibilidad puede llegar a ser un problema en determinados lugares. Hay que tener en cuenta que, normalmente las dosis se calculan en base seca, lo que, cuando se considera la humedad natural de estos materiales y el bajo peso específico, eleva los cálculos a volúmenes muy grandes. Otros aspectos importantes son el reparto y la incorporación a las capas superficiales del terreno. Se pueden emplear remolques estercoladores de descarga trasera o lateral (para bordes de talud). Sin embargo, si la dosis es grande, este tipo de operación necesitará muchas cargas y descargas de los remolques desde un punto centralizado de recepción de las enmiendas, lo que puede llevar a graves problemas de compactación por el peso de los remolques. En general, donde la pendiente lo permita, interesa una descarga en montones, con extendido mediante buldócer de cadenas, antes (o durante) una labor de descompactado con ripper o subsolador. Posteriormente puede interesar un pase de arado cincel o de discos para mejorar la mezcla. En taludes, puede ser necesario efectuar todas las labores de forma manual, lo que encarecerá enormemente el proyecto. Cuando se trate de mezclar la enmienda con tierras o materiales seleccionados antes de su extendido, se pueden seguir las recomendaciones de Alcañiz *et al.* (2008), las cuales pueden servir para cualquier tipo de residuo orgánico.

### EFFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Reducción de la emisión de sedimentos al reducir la erodibilidad. Reducción de la emisión de elementos solubles por inmovilización. Indirectamente, en la medida en que facilite la implantación de una cubierta vegetal, reducción de la generación de efluentes contaminantes y sedimentos.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Enmiendas calizas, fertilización. Laboreo agrícola mecánico o manual para enterrado y mezcla. Siembras, plantaciones. Hidrosiembra.

**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE  
PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN  
DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS  
CERRADAS O ABANDONADAS****REFERENCIAS**

Alcañiz, J. M., Ortiz, O., Carabassa, V. 2008. *Utilización de lodos de depuradora en restauración. Manual de aplicación en actividades extractivas y terrenos marginales*. Agència Catalana de l'Aigua (ed.), Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. [https://aca-web.gencat.cat/aca/documents/es/publicacions/protocol\\_fangs.pdf](https://aca-web.gencat.cat/aca/documents/es/publicacions/protocol_fangs.pdf).

Alexander, R. 1999. Compost markets grow with environmental applications. *Biocycle*, 40 (4): 43-48.

Arranz-González, J.C. 2006. Caracterización geoambiental de lugares alterados por minería de carbón en la provincia de León (España). *Boletín Geológico y Minero*, 117 (2): 317-330.

Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J.L., Harris, E., Robinson, B., Sizmur, T. 2011. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution*, 59: 3269–3282, doi: 10.1016/j.envpol.2011.07.023.

Bradshaw, A.D., and Chadwick, M.J. 1980. *The Restoration of Land. The ecology and reclamation of derelict and degraded land*. Blackwell Scientific Publications. Oxford.

Cheng, C.H., Lehmann, J., Engelhard, M.H. 2008. Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 72: 1598-1610.

Craul, P.J. and Switzenbaum, M.S. 1996. Developing biosolids compost specifications. *Biocycle*, 27: 44-47.

Daniels, W.L., and Zipper, C.E. 1988. Improving coal surface mine reclamation in the Central Appalachian region. In: Cairns, J. Jr. (ed.) *Rehabilitating damaged ecosystems*. Vol I. CRC Press. Boca Ratón, Florida.

Daniels, W.L. and Zipper, C.E. 1997. *Creation and Management of Productive Mine Soils*. Reclamation Guidelines. Powell River Project. Virginia Cooperative Extension Publication 460-121. Blacksburg, Virginia.

Gascó, G., Méndez, A., and Gascó, J.M. 2005. Preparation of carbon-based adsorbents from sewage sludge pyrolysis to remove metals from water. *Desalination*, 180(1): 245-251.

Haering, K.C., Daniels, W.L., and Feagley, S.E. 2000. Reclaiming Mined Lands with Biosolids, Manures, and Papermill Sludges. In: R.I. Barnhisel, R.I., Darmody, R.G., and Daniels, W.L. (eds.). *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. American Society of Agronomy Monograph No. 41. Madison, Wisconsin.

Hossain, M.K., Strezov, V., Chan, K.Y., Ziolkowski, A., and Nelson, P.F. 2011. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *Journal of Environmental Management*, 92(1): 223-228.

Keske, C.M.H., and Lohman, G. 2012. Biochar: An emerging market solution for legacy mine reclamation and the environment. *Appalachian Natural Resources Law Journal*, 6(1): 1-14.

**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE  
PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN  
DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS  
CERRADAS O ABANDONADAS**

Kilbride, C. 2006. *Application of Sewage Sludges and Composts*. Best Practice Guidance for Land Regeneration, BPG Note 6. Forest Research. Farnham, Surrey.

Larson, W.E. and Pierce, F.J. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management, In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F. and Stewart, B.A. (eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Special Publication, No.35. SSSA. Madison, Wisconsin. pp. 37-51.

Leifeld, J., Siebert, S. and Kögel-Knabner. 2001. Stabilization of Composted Organic Matter after Application to a Humus-Free Sandy Mining Soil. *Journal of Environmental Quality*, 30: 602-607.

Lehmann, J. and Joseph, S. 2009. *Biochar for environmental management*. Earthscan Publishers, Science and Technology. London.

López Arias, M. y Grau Corbí, J.M. 2004. *Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de pastos de la España Peninsular*. INIA. Madrid.

Marrs, R.H., and Bradshaw, A.D. 1982. Nitrogen accumulation, cycling and the reclamation of china clay wastes. *Journal of Environmental Management*, 15: 139-57.

Méndez A, Gómez A, Paz-Ferreiro, Gascó G. 2012. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. *Chemosphere*, 89 (11): 1354-1359.

Méndez A., Terradillos M., Gascó G. 2013. Physicochemical and agronomic properties of biochar from sewage sludge pyrolysed at different temperatures. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 102: 124-130.

Moffat, A. and Mc Neill, J. 1994. *Reclaiming disturbed land for forestry*. Bulletin 110. HMSO. London.

Navarro Pedreño, Moral Herrero, Gómez Lucas y Mataix Beneyto. 1995. *Residuos orgánicos y agricultura*. Servicio de Publicaciones Universidad de Alicante. Alicante.

Parker, C.F., and Sommers, L.E. 1983. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. *Journal of Environmental Quality*, 12:150-156.

Paradelo, R. 2013. Utilización de materiales compostados en la rehabilitación potencial de espacios afectados por residuos mineros y suelos de mina. *Boletín Geológico y Minero*, 124 (3): 405-419.

Paz-Ferreiro, J., Lu, H., Fu, S., Mendez, A. and Gasco, G. 2014. Use of Phytoremediation and Biochar to Remediate Heavy Metal Polluted Soils: A Review. *Solid Earth*, 5: 65-75. <https://doi.org/10.5194/se-5-65-2014>.

Pérez-Esteban J., Escolástico, C., Masaguer, A., Vargas, C., Moliner, A. 2014. Soluble organic carbon and pH of organic amendments affect metal mobility and chemical speciation in mine soils. *Chemosphere*, 103: 164-171.



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Ribet, I., Ptacek, C.J., Blowes, D.W. and Jambor, J.L. 1995. The Potential for metal release by reductive dissolution of weathered mine tailings. *Journal of Contaminant Hydrology*, 17: 239-273.

Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Renat, J.C., Watteau, F., Villemin, G. and Morel, J.L. 2010. Early pedogenic evolution of constructed Technosols. *Journal of Soils and Sediments*, 10: 1246-1254.

Smith, P.L., Redente, E.F., and Hooper, E. 1987. Soil organic matter. In: Williams, R.D., and Schuman, G.E. (eds.). *Reclaiming mine soils and overburden in the western United states: Analytic parameters and rocedures*. Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa.

Sopper, W.E. 1992. Reclamation of mine land using Municipal Sludge. In: Rattan Lal and Stewart, B.A. (eds.). *Soil Restoration*. Advances in Soil Science, vol. 17. pp. 351-431.

USCC (United States Composting Council). 2001. *Field Guide to Compost Use*. [https://compostingcouncil.org/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/7984/Field Guide to Compost Use8x10.pdf](https://compostingcouncil.org/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/7984/Field%20Guide%20to%20Compost%20Use8x10.pdf)

Vogel, G.W. 1987. *A manual for training reclamation inspectors in the fundamentals of soils and revegetation*. Prepared for the Office of Surface Mining and Enforcement by the Soil and Water Conservation Society. Ankeny, Iowa. <https://www.osmre.gov/resources/library/ghm/mtri.pdf>

## IMÁGENES



Planta de Migas Calientes, del Ayuntamiento de Madrid, donde se realiza el compostaje de los residuos vegetales generados por las labores de mantenimiento de jardines de la ciudad de Madrid. Imagen cedida por Alberto Masaguer (ETSI Agrónomos, UPM).



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
DE CIENCIA, INNOVACIÓN  
Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Instituto Geológico  
y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL  
DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL  
Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Aspecto de un biochar preparado a partir de residuos ganaderos. Imagen cedida por Ana María Méndez (ETSI Minas, UPM).





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### ACOLCHADO

#### DESCRIPCIÓN:

El acolchado o mulching es una técnica agrícola que consiste en establecer una cubierta artificial sobre la superficie del suelo para protegerlo, simulando el efecto protector de una formación vegetal que aún no esté establecida, o que se encuentre en periodo de nascencia después de una siembra, o que, estando ya establecida, no ofrezca todavía la suficiente cubrición del terreno como para protegerlo de la erosión. No son sustitutos del suelo, aunque la aplicación de un mulch como capa protectora puede mantener la estabilidad del suelo dentro de niveles aceptables durante el tiempo que puede ser necesario para la implantación de vegetación, e incluso mejorar el crecimiento vegetativo de las primeras fases hasta que la estabilización sea permanente (Slick & Curtis, 1985). Desde hace mucho tiempo, tanto en el campo como en el laboratorio se ha demostrado que una capa protectora reduce de manera efectiva la pérdida de suelo. Actúa frenando el escurrimiento y reduciendo el impacto de las gotas de lluvia. Para cubrir la superficie que se quiere defender de la erosión, se han empleado tanto materiales orgánicos como inorgánicos, si bien los materiales orgánicos son ambientalmente más deseables, pudiendo ser tan efectivos como los otros. Harding (1990) considera que los materiales naturales que por su propia naturaleza son fibrosos y capaces de entrelazarse formando una matriz sobre el terreno son los mejores frente a los procesos erosivos. Es evidente que los materiales orgánicos mejoran en pocos años el contenido de materia orgánica del suelo, pero lo más importante es que, gracias a un método deliberado de distribución o colocación sobre la superficie, o a una transformación del producto orgánico original, son capaces de proporcionar el efecto beneficioso añadido de proteger eficazmente la superficie del suelo. Cuando se aplica un mulch, éste es esparcido sobre la superficie o es ligeramente incorporado (mezclado) con los primeros centímetros superficiales, mientras que la realización de una enmienda orgánica conlleva usualmente una incorporación a toda la zona radicular (Slick & Curtis, 1985). Muchas veces, después de esparcido el material de acolchado, se circula sobre él con las orugas de un buldócer, o con tractores agrícolas que tiran de rodillos acanalados, para trabarlo con la superficie del terreno enterrándolo ligeramente. Cuando esto no es posible, puede interesar cubrirlo con una red orgánica o sintética.

La presencia de un mulch en la superficie del suelo, además de protegerlo frente a la erosión, reduce la temperatura y la pérdida de humedad por evaporación directa, incrementando la infiltración. El acolchado ayuda a que el suelo conserve agua durante periodos de lluvias frecuentes, pero tiene poco valor durante periodos secos prolongados. Con el acolchado también se mejora el ambiente de germinación y nascencia de las plantas, defendiendo a estas de temperaturas extremas. Igualmente, previene de la formación de costras superficiales, y sujeta a las semillas (Slick & Curtis, 1985; Lyle, 1987). Sin embargo, la aplicación de mulch orgánicos en dosis excesivas puede provocar una pérdida de agua por intercepción de la precipitación y posterior evaporación. Slick y Curtis (1985) han afirmado que pueden servir para reducir la concentración de sales en la zona radicular. Normalmente, las zonas protegidas con un acolchado se benefician de mayores entradas de agua, a la vez que es rota la capilaridad ascendente en periodos secos. Teóricamente, bajo condiciones extremadamente pobres de clima y substrato, el acolchado no ayuda a la implantación de vegetación. Igualmente, en condiciones extremadamente favorables, es innecesario.

Muchas veces, dadas las pendientes que pueden tener los terrenos mineros a recuperar, las condiciones que ofrecen para el establecimiento inicial de vegetación varían mucho en función de la orientación o exposición. En estos casos, los tratamientos con mulch pueden permitir una equiparación de las



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

condiciones, suavizando las que se dan en las exposiciones más desfavorables. La práctica del acolchado con materiales orgánicos ha sido muy empleada para cubrir siembras realizadas sobre residuos mineros, con el objeto de proteger la superficie y las semillas frente a la erosión hídrica y eólica. Igualmente permite mantener protegido el terreno cuando se ha planificado la realización de plantaciones en aquellos puntos donde no se realizará la apertura de hoyos para la plantación. Otras veces es útil para defender a plántulas de la competencia de especies herbáceas, realizando previamente un desbroce en un rodal alrededor del hoyo de plantación y cubriendo esta superficie con una gruesa capa de material de acolchado.

Cualquiera de las aplicaciones anteriormente referidas del acolchado han de considerarse como medidas de carácter temporal, que deben ser complementadas con actuaciones encaminadas a establecer algún tipo de cubierta vegetal. Cuando se trata de cubrir toda la superficie, las cantidades que es necesario aportar sobre los depósitos de residuos mineros pueden ser importantes. En este sentido, los materiales orgánicos que normalmente ofrecen mayores posibilidades son: paja (picada o troceada), heno, corteza de árbol, virutas de aserradero, tiras de papel, fibra de madera y estiércol. El extendido de unos 560 kg/ha de paja puede reducir la erosión a la mitad de la que se produce con el suelo desnudo. Si se aportan 1120 kg/ha se puede reducir la emisión de sedimentos hasta un tercio. Otros tipos de materiales de acolchado son: mantillo, compost, zuros de maíz, restos de poda, lana de madera, cascaras de frutos secos, etc. Como es lógico, la protección tiene una duración limitada en el tiempo como consecuencia del desplazamiento del material y su descomposición, que depende de la naturaleza del mismo. Lo normal es que en unos pocos años la protección de un acolchado orgánico haya desaparecido. Hay que tener presente que la efectividad de la aplicación de un mulch depende en gran medida de la eficacia de su distribución sobre el terreno y del medio de sujeción sobre el mismo. El esparcido o distribución de un material de acolchado debe hacerse con posterioridad a los movimientos de tierra que puedan ser necesarios para remodelar la superficie del depósito, el descompactado de la superficie con aperos ligeros (rastras de púas o de discos), siempre que la pendiente lo permita, o la construcción de sistemas de control de la escorrentía. Slick y Curtis (1985) ponen el límite de la técnica del acolchado con materiales orgánicos en un 50% de pendiente (26,5°), aunque cuando la pendiente del terreno supera ya el 33% ( $\approx 18^\circ$ ), estos acolchados pueden resultar ineficaces. En aquellos lugares de elevada o prolongada pendiente se hace necesario fijar el mulch con algún tipo de aglomerante o con redes. Además, donde la maquinaria agrícola convencional no puede actuar por exceso de pendiente, se hace necesaria la concurrencia de hidrosembradoras o esparcidoras de mulch. Estas últimas son máquinas especializadas que realizan un picado y el esparcido por vía neumática. La práctica del acolchado con materiales orgánicos sobre residuos mineros ha ido muchas veces asociada a la práctica de la hidrosiembra. Si no se aporta semilla, se puede hablar de una variante del acolchado tradicional: el hidromulch, que es el aporte de una mezcla de materiales tales como fibra de madera o paja troceada, junto a otros materiales como estabilizantes o acondicionadores, todos ellos proyectados sobre el terreno en forma de suspensión mediante una hidrosembradora (véase la ficha correspondiente a Hidrosiembra). Una práctica que puede considerarse una variante del acolchado es la siembra otoñal fallida de cereal o hierba, para, sobre el mismo terreno, repetir la siembra en primavera. Esta práctica puede ser muy económica, pero añade mucha incertidumbre al proceso de implantación vegetal, haciendo que el resultado final dependa del éxito parcial de una primera siembra, pues si no se consigue un cierto nivel de nascencia y crecimiento, el terreno quedará desprotegido. Slick y Curtis (1985) denominan a este tipo de acolchado "*in situ vegetative mulching*". Comentan que pueden proporcionar protección durante un año o más, aunque no pueden establecerse en todas las épocas del año ni en todos los lugares.



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Otro material que puede tener mucho interés en la protección de residuos finos de flotación es la piedra o roca suelta. A diferencia de los materiales orgánicos su duración puede ser teóricamente muy prolongada en el tiempo. El mulch de piedra, o dicho de otro modo, el empedrado ha sido empleado durante milenios para la protección de la erosión y la mejora de la productividad de los cultivos, especialmente en ambientes áridos, en los que puede que sea la única opción para defender la superficie contra la erosión. Sobre residuos finos de flotación, el recubrimiento con rocas o piedras parece proporcionar la protección más rentable, duradera y físicamente eficaz contra la erosión eólica e hídrica (Blight, 2007). El esparcido y distribución de este tipo de cubierta está condicionado a las condiciones de trabajo de la maquinaria de movimiento de tierras (buldóceres, palas cargadoras). Aunque pueda parecer contraproducente, en determinadas ocasiones la cubrición con una capa de zahorras, rocas fragmentadas o gravas, puede ser beneficiosa para la implantación de vegetación leñosa. De hecho es una posible vía de solución a la competencia que la vegetación herbácea ya establecida opone a la plantación de árboles y arbustos, colocando una buena capa de mulch de piedra en los rodales de plantación. Una cobertura de varios centímetros de roca machacada con predominio de tamaños superiores a los de grava gruesa y piedras, y cobertura superior al 80 %, puede reducir la erosión teóricamente hasta la décima parte. Hay que tener en cuenta que la posibilidad de encontrar materiales pétreos útiles para este tipo de protección puede ser elevada en áreas mineras, a partir de escombreras de rocas duras, siempre que no puedan generar problemas físicos o químicos por procesos de alteración.

### EFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento. Establecido sobre los residuos: reducción de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica. Indirectamente, en la medida en que facilite la implantación de una cubierta vegetal, reducción de la generación de efluentes contaminantes. Cuando se establecen sobre los residuos: minimización temporal de la posibilidad de contacto directo con los mismos.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Siembras, plantaciones. Hidrosiembra. Barreras de sedimentos y estructuras para el control de la escorrentía.

### REFERENCIAS

Blight, G.E. 2007. Wind erosion of tailings dams and mitigation of the dust nuisance. *The Journal of The Southern African Institute of Mining and Metallurgy*, 107: 99-107.

Harding, M.V. 1990. Erosion Control effectiveness: Comparative Studies of Alternative Mulching Techniques. In: Berger, J.J. (ed.). *Environmental Restoration. Science and strategies for Restoring the Earth*. Island Press. Washington, D.C. pp. 149-156.

Lyle Jr., E.S. 1987. *Surface Mine Reclamation Manual*. Elsevier Science Publishing Co., Inc. New York.





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Slick, B.S., and Curtis, W.R. 1985. *A Guide for the Use of Organic Materials As Mulches in Reclamation of Coal Minesoils in the Eastern United States*. USDA Forest Service, Northeastern Station. General Technical Report NE-98. Broomall, Pennsylvania.

### IMÁGENES



Mulch de corteza de pino (izquierda) y mulch de paja de cereal (derecha).  
Imágenes cedidas por Alberto Masaguer (ETSI Agrónomos, UPM).



Mulch de piedra o empedrado.



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### REDES Y MANTAS ORGÁNICAS

#### DESCRIPCIÓN:

En otra ficha de este catálogo ya se ha considerado la aplicación de acolchados para la protección de terrenos destinados a soportar vegetación, ya sean residuos mineros con capacidad para sostener una cubierta vegetal (enmendados o no) o suelos de cobertura extendidos sobre los suelos mineros. En casos extremos (alta aridez, gran erodibilidad o torrencialidad de las lluvias) pueden considerarse como alternativa al empleo de materiales sueltos de acolchado las redes o mantas orgánicas, que se superponen al terreno, extendidas siguiendo ciertas normas de colocación (fijación al terreno, solapamiento de bandas, etc.), y se anclan mediante grapas o piquetas de acero corrugado o estacas de madera. Como ocurre con los materiales de acolchado, no son un sustituto del suelo, aunque proporcionen una ayuda para el establecimiento de la vegetación. Las redes y mantas orgánicas son materiales prefabricados biodegradables, creados para proporcionar protección frente a la erosión en taludes o superficies de gran pendiente. Las mantas y redes orgánicas se fabrican con fibras de productos tales como fibra de coco, yute, paja o mezclas, existiendo también en España importantes posibilidades para el empleo de fibra de esparto. Al ser biodegradables, sólo deben ser usadas como complemento a prácticas de implantación de una cubierta vegetal, pues proporcionan una protección temporal, que puede llegar a ser de varios años en algún caso. Su empleo ha sido más común como medio para favorecer la estabilización de terrenos y promover la integración paisajística en proyectos de obra civil, si bien pueden jugar un papel importante en la rehabilitación de instalaciones de residuos mineros abandonadas. Existen también en el mercado otros materiales prefabricados no biodegradables, redes y entramados tridimensionales de materiales sintéticos (georedes, mallas volumétricas, celdas de confinamiento) cuyo empleo puede considerarse excepcional para la rehabilitación de residuos mineros, debido al coste, estando más indicadas para proyectos de obra civil en entornos urbanos. Por ello, estos tipos de materiales no van a ser considerados en esta ficha.

Las redes se fabrican de materiales vegetales. Realizan un efecto de sujeción del suelo, al tiempo que permiten la retención de semillas en las celdas de la red, por lo que admiten la siembra sobre las mismas. Al ser abiertas, son más recomendables que las mantas orgánicas en zonas de elevada pluviometría, no entorpeciendo la evapotranspiración. Se adaptan bien a terrenos imperfectamente alisados. Los materiales más empleados son yute y coco. La red de yute ha sido la más empleada como soporte de hidrosiembras. Absorbe mucha agua. Se fabrica con diversos gramajes, lo que incide en el peso (entre 600 y 800 gr/m<sup>2</sup>). Su periodo de degradación medio es de 3 años, aunque esto depende mucho del lugar de instalación. Las redes de coco son más resistentes y, al ser de un material más lignificado se degradan más lentamente (desde 4 hasta 10 años, dependiendo de la densidad de la red y del lugar de aplicación). Se fabrican con densidades bastante variables (300 a 1500 gr/m<sup>2</sup>). Las redes (especialmente las de coco) pueden usarse para sujetar un material de acolchado esparcido previamente, cuando las pendientes superan un determinado valor, pues dependiendo de las circunstancias, a partir de un 33% (≈18°), el acolchado simple puede resultar ineficaz sin un complemento de sujeción.

Las mantas orgánicas vienen a ser como un mulch prefabricado a base de materiales fibrosos de origen vegetal cosidos a una o dos redes de polietileno. El polietileno se puede considerar biodegradable si no ha sido tratado para resistir el efecto de los rayos ultravioletas. Cuando es tratado, aumenta la resistencia a la degradación de la manta, pero se ha demostrado que estas redes se pueden convertir en trampas mortales



**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS**

para reptiles y pequeños mamíferos, por lo que se recomienda el empleo de redes de polietileno no tratadas para la confección de las mantas. No obstante, la degradación de estos materiales se ralentiza al quedar buena parte del polietileno defendido de la luz solar una vez colocado. Como se ha dicho, actúan de manera semejante a un acolchado, es decir, frenando el escurrimiento y reduciendo el impacto de las gotas de lluvia, reduciendo la temperatura y la pérdida de humedad por evaporación directa, incrementando la infiltración, etc. Deben ser lo suficientemente porosas para permitir la germinación y la nascencia de las plántulas. La siembra debe realizarse antes de la colocación de la manta. Pueden permitir la plantación rompiendo una pequeña superficie alrededor de los hoyos de plantación. Existen muchas variantes comerciales y combinaciones de materiales orgánicos (paja, heno, coco, esparto), pudiendo comercializarse con o sin semillas incorporadas. La composición y el lugar determinan el tiempo de descomposición, variando desde 2 años para las de paja 100% hasta más de 4 años para las de coco 100%. En general pueden ser recomendables para pendientes superiores al 33% ( $\approx 18^\circ$ ), y para recubrimiento de vías de drenaje. En este caso se han de seguir unas normas especiales de colocación. También pueden ser muy útiles en pendientes menores que requieren mayor protección (vertientes a cauces) o superficies generadoras de polvo cercanas a poblaciones. El máximo recomendable para las mantas de coco 100% suele ser 100% de pendiente ( $45^\circ$ ). A partir de ese valor puede ser necesario incorporar componentes menos biodegradables o soluciones más costosas de estabilización.

En general, cuando se considere necesario utilizar redes o mantas orgánicas, lo recomendable será seguir las instrucciones proporcionadas por las casas suministradoras. Hasta el establecimiento adecuado de una cubierta vegetal, será necesario un seguimiento y control específico del estado en que se encuentran las redes o mantas instaladas, especialmente después de tormentas o situaciones excepcionales de viento, pudiendo ser necesarias la reparación, recolocación y resiembra.

**EFFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS**

Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento. Establecido sobre los residuos: reducción de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica, y minimización temporal de la posibilidad de contacto directo sobre los residuos. Indirectamente, en la medida en que facilite la implantación de una cubierta vegetal, reducción de la generación de efluentes contaminantes.

**MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS**

Remodelado y refinado. Siembras, plantaciones. Hidrosiembra. Estructuras para el control de la escorrentía.

**REFERENCIAS**

Casas Prosper, B. 2005. Regeneración de taludes: hidrosiembras y soportes. En: Ballester-Olmos y Anguís, J.F. (ed.). *Proyectos de Regeneración del Paisaje*. Escuela Técnica Superior del Medio Rural y Enología. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia. pp. 250-261.



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Harding, M. V. 1990. Erosión Control effectiveness: Comparative Studies of Alternative Mulching Techniques. In: Berger, J.J. (ed.). *Environmental Restoration. Science and strategies for Restoring the Earth*. Island Press. Washington, D.C. pp. 149-156.

### IMÁGENES



Detalle de una red de yute (izquierda) y de la nascencia de hierbas a través de una red de coco (derecha).



Esparcido de heno como material de acolchado y extendido posterior de una red de coco en una escombrera de carbón. Imagen cedida por Avelino García Álvarez (CIEMAT).





GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
DE CIENCIA, INNOVACIÓN  
Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Instituto Geológico  
y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL  
DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL  
Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Pequeña presa minera recubierta de una manta orgánica sujeta a la superficie mediante redondos de madera anclados al terreno.



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### SIEMBRAS

#### DESCRIPCIÓN:

Cada vez está más extendida la opinión de que en aquellos terrenos degradados en los que no existe un elevado riesgo de erosión, y en los que puede estar presente un razonable banco de semillas o yemas vegetativas, es preferible que la vegetación se recupere o evolucione por sí misma. Sin embargo, en la gran mayoría de instalaciones de residuos mineros abandonadas, ese banco no estará presente o será insuficiente, por lo que, siempre que se busque obtener una cubierta vegetal, será necesario recurrir a la siembra o plantación. El establecimiento de una cubierta vegetal se justifica en la mayoría de los proyectos de rehabilitación, ya sea para alcanzar la fitoestabilización de los residuos ricos en elementos potencialmente tóxicos, o para proteger de la erosión a las cubiertas de suelo establecidas sobre los residuos.

La implantación rápida de cubiertas herbáceas para el control de la erosión ha sido la principal justificación histórica de las siembras (o hidrosiembras) en procesos de rehabilitación de terrenos mineros. Con el desarrollo de una vegetación de pradera o pastizal, los impactos de las gotas de lluvia y la velocidad de flujo de la escorrentía se reducen, al tiempo que la cantidad de escorrentía generada disminuye por la formación de canales radiculares que mejoran la infiltración. Ciertamente, es incuestionable el interés de proteger el terreno contra la erosión mediante una cubierta vegetal de implantación rápida, pudiéndose considerar este objetivo como una meta a corto plazo. Una opción que a veces se ha defendido es plantar árboles en un sitio deliberadamente mantenido sin cobertura vegetal. Esto es inaceptable en aquellos lugares donde hay un alto riesgo de erosión, o donde la vegetación herbácea puede proporcionar una ayuda imprescindible en la formación y mejora de las características superficiales del terreno. No cabe duda de que la vegetación arbórea de carácter forestal tiene numerosas ventajas en muchas de las situaciones creadas por la minería a cielo abierto: estabilización a largo plazo, establecimiento de especies interesantes desde el punto de vista ambiental o comercial, beneficios para la fauna, etc. Pero durante todo el proceso que se desarrolla desde que se realiza una simple plantación de pies sueltos hasta que se puede hablar de un terreno protegido, cubierto y productivo, la superficie de la mayoría del terreno queda indefensa por un largo número de años. Aunque el resultado final sea bueno, durante ese periodo de tiempo, la erosión actúa, viéndose afectadas las aguas superficiales por el aporte de sedimentos y elementos disueltos (Lyle, 1987). Expresado en términos propios de la ecología de restauración, puede decirse que, mientras que la colonización natural y la sucesión espontánea dan como resultado teórico una mayor diversidad y estabilidad a largo plazo, la introducción mediante la siembra de especies seleccionadas permite obtener trayectorias más rápidas hacia estados de referencia deseables, que proporcionan servicios ecosistémicos importantes, tales como el control de erosión.

Así pues, la siembra de especies herbáceas para promover una cubierta protectora ha sido una constante en infinidad de procesos de rehabilitación de residuos mineros. También en muchos casos, la implantación de esa cubierta herbácea se ha considerado como un medio y no como un fin. Una vez que las condiciones del terreno han mejorado, suele plantearse el avance progresivo en la sucesión ecológica, u otras opciones basadas en la intervención humana de cara a la consecución de una cubierta vegetal autosostenible, que no tiene porqué ser ya exclusivamente herbácea. Otras ventajas que ofrece la vegetación herbácea es que permite conseguir una buena cobertura del suelo en poco tiempo (teóricamente), al existir muchas especies herbáceas de crecimiento rápido. Entre ellas destacan claramente las gramíneas. Además, las



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

plantas herbáceas se prestan a la experimentación a todas las escalas (laboratorio, pequeñas parcelas y ensayos in situ), y las técnicas de implantación en masa para formaciones herbáceas mixtas están perfectamente desarrolladas en pratericultura. La gran mayoría de prados y pastos establecidos artificialmente con vistas al aprovechamiento forrajero, combinan gramíneas y leguminosas como elementos básicos de la mezcla de especies sembradas. Ambas familias incluyen especies que son buenas forrajeras y, además, se complementan en algunos aspectos nutritivos, por lo que la busca de la mejora de la calidad del forraje o pasto ha llevado a que hayan sido tradicionalmente combinadas para su estudio en centros de investigación y extensión agrarias, así como incorporadas en las mezclas pratenses que han ofrecido las casas comercializadoras de semillas. Además del valor forrajero, también se ha reconocido desde hace mucho tiempo el beneficio que estas asociaciones pueden proporcionar al suelo, debido a la complementariedad de los tipos de sistemas radiculares de ambas familias. Las leguminosas proporcionan otro beneficio: la capacidad de fijación de N atmosférico a través de la endosimbiosis con especies de *Rhizobium*. Hay que decir que la rizosfera de las gramíneas es un medio propicio para la proliferación de bacterias fijadoras de N libres que viven en proximidad o contacto con las raíces, beneficiándose del alto contenido en materia orgánica procedente de la descomposición y excreción de las mismas. La fijación en prados exclusivamente debida a ésta relación puede ser importante. Sin embargo, la simbiosis *Rhizobium*-leguminosa, a través de los nódulos radiculares, es la principal fuente de nitrógeno de la biosfera y hasta la producción masiva de fertilizantes, fue ecológicamente vital para la producción agropecuaria. En tanto no exista una reserva de N en los materiales que den soporte a la vegetación, será necesario realizar una reposición de la extracción del mismo por parte de las plantas. Para proyectos de rehabilitación de instalaciones mineras, reponer el N mediante el empleo de fertilizantes es insostenible y antieconómico a largo plazo. La sostenibilidad de la vegetación implantada para la rehabilitación (cualquiera que sea) estará marcada en gran parte por el N que sea capaz de fijarse dentro del sistema. Por otro lado, en formaciones mixtas se incrementa el rendimiento de fijación, al irse consumiendo el exceso de nitrógeno por parte de las gramíneas. Esto es así porque la fijación es un proceso autorregulado: si hay mucho nitrógeno en el medio, la fijación biológica se paraliza. Estas razones han llevado a que las formaciones mixtas de gramíneas y leguminosas se hayan visto desde hace décadas como un medio de protección y mejora de medios severamente alterados. Además, según Lyle (1987), la combinación de gramíneas y leguminosas herbáceas perennes es ideal para mejorar el contenido orgánico del suelo y reducir la compactación.

Muy probablemente, los primeros proyectos de rehabilitación de terrenos mineros se sirvieron de mezclas de siembra diseñadas a partir de las existencias de semillas ofrecidas como forrajeras por las casas comerciales. En la actualidad, los catálogos comerciales ofrecen mezclas de semillas de gramíneas y leguminosas expresamente publicitadas para su empleo en restauración de terrenos, incluyendo, de forma cada vez más habitual, elementos de otras familias. En la Tabla que se ofrece más abajo, se relacionan una serie de especies de gramíneas y leguminosas que pueden ser recomendables para proyectos de rehabilitación. Está basada en Coppin & Bradshaw (1982), con modificaciones introducidas considerando los trabajos de San Miguel Ayanz (2007, 2008). A propósito de las gramíneas y leguminosas normalmente empleadas en procesos de rehabilitación de residuos mineros, también es interesante el trabajo de Skousen & Zipper (2010).



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Especies	Ciclo vital <sup>a</sup>	Tolerancia térmica <sup>b</sup>	Tolerancia a la sequía <sup>c</sup>	Establecimiento <sup>d</sup>	Persistencia <sup>e</sup>	Variedades <sup>f</sup>	pH <sup>g</sup>	Condiciones de suelo <sup>h</sup>
<b>GRAMINÉAS</b>								
<i>Agropyron intermedium</i>	V	f-C	A	R	A	p	N-C	Fr, Ac; BF
<i>Agropyron cristatum</i>	V	F-C	A	R	A	P	N-C	Ar, Fr; BF
<i>Agrostis stolonifera</i>	V	C-f	B	L	A	P	N-C	Fr, Ac; MF
<i>Agrostis tenuis</i>	V	C-f	M	L	A	M	MA-N	Ar, Fr; BF
<i>Alopecurus pratensis</i>	V	C-f	B	M	A	P	N-C	Fr, Ac; MF
<i>Brachypodium retusum</i>	V	C	MA	R	M	P	N-C	Fr, Ac; BF
<i>Bromus inermis</i>	V	C-f	A	M	A	P	MA-C	Ar, Fr; BF
<i>Bromus erectus</i>	V	F-C	A	L	M	P	N-C	Ar, Fr, Ac; BF
<i>Cynodon dactylon</i>	V	C	A	L	A	P	MA-N	Ar; BF
<i>Cynosurus cristatus</i>	V	F-f	B	M	A	P	A-C	Ar, Fr, Ac; MF
<i>Dactylis glomerata</i>	V	f-C	A	M	A	M	A-C	Ar, Fr, Ac; MF
<i>Deschampsia flexuosa</i>	V	F-C	A	M	A	P	MA-N	Ar, Fr; BF
<i>Festuca arundinacea</i>	V	f-C	M	L	A	M	N-C	Fr, Ac; AF
<i>Festuca pratensis</i>	V	F-C	M	M	A	A	A-C	Ar, Ac; MF
<i>Festuca rubra</i>	V	F-C	A	R	A	M	A-C	Ar, Ac; BF
<i>Lolium perenne</i>	V	C-f	B	R	B	M	A-C	Fr, Ac; MF-AF
<i>Lolium multiflorum</i>	A/B	C	MB	R	B	p	A-C	Fr, Ac; AF
<i>Phleum pratense</i>	V	F-f	MB	L	B	A	N-C	Fr, Ac; MF
<i>Poa pratensis</i>	V	F-f	B	L	A	M	A-C	Fr, Ac; AF
<i>Poa trivialis</i>	V	f-C	MB	M	A	P	A-C	Fr, Ac; BF
<b>Cereales</b>								
<i>Hordeum vulgare</i>	A	f-C	M	R	MB	M	A-C	Ar, Fr; MF
<i>Secale cereale</i>	A	F-C	A	R	MB	M	MA-N	Ar, Fr; BF
<i>Triticum aestivum</i>	A	f-C	M	R	MB	M	A-C	Ar, Fr, Ac; MF
<b>LEGUMINOSAS</b>								
<i>Lathyrus sylvestris</i>	V	C	B	L	A	P	N-C	Fr, Ac; BF
<i>Lotus corniculatus</i>	V	F-f	B	L	A	p	A-C	Ar, Fr, Ac; BF
<i>Medicago lupulina</i>	A/B	F-C	B	R	A	P	N-C	Ar, Fr, Ac; BF
<i>Medicago sativa</i>	V	f-C	A	R	B	M	N-C	Fr; MF
<i>Melilotus alba</i>	A/B	f-C	B	R	B	P	A-C	Ar, Fr; BF
<i>Onobrychis sativa</i>	V	F-C	A	M	B	P	N-C	Fr; MF
<i>Ornithopus compressus</i>	A	f-C	A	L	B	P	A	Ar, Fr; MF
<i>Trifolium pratense</i>	V	F-f	B	R	B	M	A-C	Fr, Ac; MF
<i>Trifolium repens</i>	V	F-f	B	R	A	M	A-C	Ar, Fr, Ac; AF
<i>Trifolium subterraneum</i>	A	C	B	L	MB	M	A	Ar, Fr; BF
<i>Vicia sativa</i>	A	f-C	A	L	A		A-N	Ar, Fr; BF

**Clave:** a: Vivaz, Anual, Bianual; b: Frío, fresco, Cálido; c: Alta, Media, Baja, Muy Alta, Muy Baja; d: Rápido, Medio, Lento; e: Alta, Media, Baja, Muy Baja; f: Pocas, Muchas; g: Muy Ácido, Ácido, Neutro, Calizo; h: Arenoso, Franco, Arcilloso, Baja fertilidad, Media Fertilidad, Alta Fertilidad.





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Es ya bastante habitual que la semilla de leguminosas se comercialice inoculada con la correspondiente cepa de *Rhizobium*. Evidentemente, además de las semillas comerciales que pueden estar disponibles en determinado momento, en cada zona es posible encontrar otras semillas procedentes de cultivo que pueden ser interesantes para su incorporación en mezclas de gramíneas y leguminosas pratenses. Entre ellas se pueden citar *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis castellana*, o *Piptatherum miliaceum*, entre las gramíneas, y *Lupinus albus*, *Lupinus luteus*, *Medicago falcata* o *Medicago minima*, entre las leguminosas. Además, cada vez es más fácil encontrar producción de semillas de especies herbáceas silvestres pertenecientes a otras familias, las cuales pueden ser también incorporadas a las mezclas de siembra. La incorporación de semillas de plantas silvestres puede ser importante, pues no siempre se consigue un perfecto establecimiento de las especies pratenses tradicionalmente comercializadas. En cualquier caso, cualquier tipo de semilla que se utilice tendrá más posibilidades cuanto más cercano sea su origen al lugar de la instalación de residuos mineros.

En ocasiones será factible aplicar la práctica agronómica conocida como abonado en verde, en la que un cultivo de leguminosas herbáceas o una mezcla de leguminosas y cereales (normalmente vezas con avena o centeno) son enterrados con un pase de arado de vertedera, para incorporar materia orgánica y nitrógeno al suelo. Otra práctica que puede tener interés es la siembra otoñal fallida de cereal o hierba, para, sobre el mismo terreno, repetir la siembra en primavera. El objeto es que la vegetación sembrada no cierre su ciclo vital, pero genere suficiente biomasa como para sembrar un rastrojo, protegiendo la superficie del suelo de la erosión. Esta práctica puede ser muy económica, pero añade mucha incertidumbre al proceso de implantación vegetal, haciendo que el resultado final dependa del éxito parcial de una primera siembra, pues si no se consigue un cierto nivel de nascencia y crecimiento, el terreno quedará desprotegido. Otra opción (ver imagen más adelante) es la siembra sólo de cereal (centeno, cebada o trigo) con el objetivo de mantener el terreno protegido durante un corto periodo de tiempo, aunque con posterioridad se planteen nuevas actuaciones de revegetación.

Como se ha dicho, lo normal es que la siembra de herbáceas sea considerada una primera fase de establecimiento de la vegetación. Desde luego existe la posibilidad de mezclar semillas de herbáceas y especies leñosas de matorral en la siembra, aunque parece predominar la opinión de que es más conveniente la siembra de herbáceas, con inclusión si acaso de alguna sufruticosa interesante como *Coronilla juncea*, *Coronilla glauca* o *Bituminaria bituminosa*, dejando la implantación de leñosas para una fase posterior. En efecto, muchas veces la densidad de la cubierta herbácea o su composición impiden el crecimiento de otras especies, e incluso impiden la colonización natural de nuevas especies. Ya hace bastante tiempo, algunos autores demostraron los efectos desfavorables, sobre posteriores plantaciones arbóreas derivados de la excesiva competencia de las cubiertas herbáceas establecidas para controlar la erosión, aunque también señalaron la importancia de la compactación, debida a la remodelación de formas sobre el medio de crecimiento (suelo o sustituto de suelo), así como el desacierto en la elección del medio de enraizamiento (Ashby & Vogel, 1994). Según Lyle (1987), siempre que se realicen tareas de remodelación topográfica, o de extendido de estériles seleccionados, o capas de suelo, suele ser imprescindible realizar labores sobre la superficie final, pues la compactación es uno de los precios que se deben pagar para obtener una topografía más acorde con el paisaje circundante. Ciertamente es que en años sucesivos, para favorecer la formación de estructura, puede no ser recomendable realizar ninguna clase de laboreo del suelo, pero, para la primera implantación de vegetación, parece ser absolutamente necesario actuar contra la compactación que la maquinaria de movimiento de tierras produce, así como preparar el terreno para la siembra o plantación. Por otro lado, los mismos Ashby & Vogel (1994) llegaron a la



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

conclusión de que era mejor proponer soluciones prácticas orientadas a la protección del suelo en fases tempranas para después reforestar: uso de formaciones herbáceas mixtas de plantas poco competitivas o formaciones anuales, prácticas de redistribución del suelo que generan poca compactación, uso de herbicidas, etc. Una mezcla de especies de baja competitividad adecuada para siembra entre árboles podría ser: *Agrostis capillaris* (10%), *Festuca rubra* (20%), *Festuca ovina* (40%), *Trifolium repens* (20%) y *Lotus corniculatus* (10%) (Coppin & Bradshaw, 1982).

Otra consideración es la de disminuir la dosis de semilla, pues tradicionalmente se ha tendido a exagerar las dosis de siembra en proyectos de rehabilitación de terrenos mineros. Un estudio reciente, realizado con datos de las cuencas mineras orientales de Estados Unidos, muestra que una cubierta herbácea muy densa es perjudicial para el establecimiento de árboles plantados sobre ella. Con coberturas herbáceas inferiores al 60%, la supervivencia de los árboles variaba ampliamente. A niveles bajos de cobertura del suelo, el equilibrio entre los efectos facilitadores y los efectos competitivos es probablemente determinado por numerosos factores. Se observó que, con valores de cobertura herbácea de un 60%, se consiguen los máximos de implantación de la vegetación arbórea (Franklin *et al.*, 2012). Por otro lado, con una cubierta herbácea de gramíneas que sólo alcance a cubrir el 60% de la superficie, se puede reducir la erosión a menos del 5% de la que se produciría con suelo desnudo (Israelsen & Israelsen, 1982). Por tanto, aunque no es posible establecer valores fijos de validez universal, sí parece claro que existen soluciones de compromiso entre la estabilización de la superficie del terreno con cubiertas herbáceas y la posterior introducción de vegetación leñosa mediante plantación. Así pues, si entre los objetivos finales del tratamiento de revegetación está el establecimiento de una cubierta vegetal leñosa, es factible proteger previamente el terreno con cubiertas herbáceas, empleando dosis de siembra menores, con mezclas de semillas que no incluyan especies muy competitivas y sean de carácter anual. No hay que descartar que, en aquellos casos en los que se plantee introducir vegetación leñosa sobre cubiertas herbáceas muy densas ya establecidas, será casi obligado realizar clareos o siegas.

Conviene recordar que el establecimiento de cubiertas herbáceas protectoras de rápida implantación se justifica por la necesidad de estabilizar o fitoestabilizar los residuos. No hay que perder de vista que en lugares muy secos puede no ser viable una cubierta herbácea uniforme. En estos casos, la vegetación que mejor optimiza el uso del agua, sigue la dinámica del modelo TTRP (*Trigger-Transfer-Reserve-Pulse*) (Ludwig *et al.*, 2005), por lo que puede ser más interesante promover una estructura en mosaico. En situaciones donde no existe riesgo de erosión y el sustrato (residuo minero o cubierta de suelo sobre él) autoriza a pensar que es factible la introducción directa, mediante siembra o plantación de vegetación leñosa, esto puede hacerse. Por ejemplo, la siembra directa de pinos (*Pinus pinea*) en una presa minera del entorno de Río Tinto o la de nogales (*Juglans regia*) en algunas escombreras de carbón de los Apalaches han sido exitosas. Otras especies que se prestan bien a la introducción por semilla son todas las del género *Quercus*, aunque también se suele reconocer que estas especies se suelen beneficiar de la existencia de plantas nodriza.

Si se busca favorecer la sucesión ecológica, interesará incluir, en lo posible, especies autóctonas, ecotipos o cultivares locales, con suficiente diversidad específica (10-15 especies distintas). La idea es que la diversidad lleve a una mayor funcionalidad y, ésta, a un mayor grado de autosuficiencia. Hay que advertir que muchas especies presentes en el entorno de una instalación de residuos pueden no estar adaptadas a las condiciones que esta ofrece. En cualquier caso, existen dos formas de favorecer la llegada de semilla de especies del entorno cercano a la superficie en proceso de rehabilitación: aportar “tierra vegetal” o



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

recolectar semilla. La primera será excepcional en proyectos de rehabilitación de residuos mineros abandonados, salvo que el ámbito de actuación del proyecto sea de mayor extensión que la estrictamente ocupada por la instalación de residuos. La segunda es oportuna siempre que exista un mínimo de semejanza entre los residuos (o la cobertura de suelos aportada sobre ellos) con los suelos del entorno. La recolección de semillas debe plantearse como algo escrupulosamente cuidadoso con el medio donde se realice. Además será necesario solicitar los permisos que sean pertinentes, y cumplir estrictamente todas las normas aplicables. Sobre esta actividad existe diversa bibliografía interesante, entre la que puede recomendarse el trabajo de Gold *et al.* (2004).

Siempre que las especies o variedades de procedencia local sean capaces de desarrollarse en la instalación de residuos, pueden, de paso, demostrar su capacidad de adaptación a las condiciones climáticas, pues “juegan en casa”, como expresaron Allen *et al.* (2001). En este sentido, pueden también contribuir a la estabilización o fitoestabilización de la instalación. De hecho, recientemente, están proliferando las investigaciones que pretenden valorar el interés de determinadas especies nativas, colonizadoras de instalaciones de residuos abandonadas, de cara a promover su introducción artificial. Entre los aspectos estudiados está la capacidad de tolerar elevados contenidos en elementos tóxicos sin que se acumulen en las partes aéreas de las plantas.

Después de todo lo dicho anteriormente, resulta claro que la selección de especies a utilizar en procesos de rehabilitación puede resultar un trabajo complejo. Al margen de los objetivos fundamentales de minimizar los riesgos asociados a la instalación de residuos, la claridad acerca de otros posibles objetivos es esencial, ya sean: aumentar la biodiversidad, favorecer una ruta sucesional específica, mejorar la integración paisajística, etc. El proceso de selección debe abordar, entre otros, la valoración comparativa de las especies respecto a su adecuación al medio, el potencial que ofrecen para la consecución de los objetivos, y las premisas o directrices bajo las que se concibe la rehabilitación, de forma que la especie o especies elegidas sean las que optimicen el máximo de objetivos que se plantean. Dada la variada gama de factores que pueden condicionar estas valoraciones, y las interacciones entre los mismos, no es posible, ni conveniente, establecer un único método sistemático, detallado y rígido para llevar a cabo el proceso de selección. De hecho, son tantas las incertidumbres sobre el grado de cumplimiento de los objetivos por parte de las diferentes especies y combinaciones de especies posibles que sería recomendable partir de una preselección amplia, bien documentada en información lo más ajustada posible a las características del lugar de actuación, incluyendo la de carácter local relativa a posibilidades de obtención de semilla. También sería ideal tener la posibilidad de realizar ensayos, por ejemplo en pequeñas parcelas, variando tratamientos, mezclas y dosis. Con todo, es sensato considerar la revegetación (y la rehabilitación en su conjunto) como un experimento a largo plazo, en el que el monitoreo y la gestión adaptativa son esenciales, ya que las incertidumbres en la planificación de la restauración nunca pueden ser superadas (Cooke & Johnson, 2002).

Para terminar, se comentan algunos aspectos relativos a la operación de siembra. Cualquier siembra se beneficiara normalmente de lo que se conoce como preparación de la cama de siembra, siempre que la pendiente del terreno lo permita. Lo más básico, después de un decompactado en aquellas zonas remodeladas o recubiertas de materiales con maquinaria, será una serie de labores orientadas a incorporar abonos o enmiendas, desterronar y alisar, o esponjar. La siembra se puede realizar de modo manual o con maquinaria. En ambos casos, parece más recomendable realizar la siembra a voleo, dado que no es



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

importante obtener una gran regularidad de la distribución de las plantas. La siembra manual puede permitir la selección de los lugares más apropiados en el caso de que se decida establecer un patrón de cobertura superficial en mosaico. La siembra mecánica a voleo es apropiada para pratenses o, en general para mezclas de semillas de variados tamaños, que será el caso más habitual. La sembradora centrífuga, con la que se realiza este tipo de siembra, puede ir soportada sobre tractor ligero de cadenas, con lo que se aumenta mucho la posibilidad de siembra mecánica en pendiente. Después de distribuir la semilla puede ser beneficioso cubrirla o mezclarla con la capa más superficial con algún apero muy ligero y poco penetrante (gradas de púas o rodillos dentados). Otra posibilidad es emplear algo de tierra vegetal (si se dispone de ella) para esparcirla como si fuera una enmienda, buscando un ligero tapado y la inoculación de hongos y bacterias edáficos. Para las semillas de gran tamaño (como las bellotas, por ejemplo), puede ser conveniente la siembra manual localizada, lo que permite seleccionar el punto de apariencia más idónea para recibir la semilla. En cualquier caso, se haga como se haga, es probable que un gran porcentaje de semilla sembrada no pueda germinar por falta de condiciones ambientales propicias (humedad y temperatura, principalmente), o pase a ser alimento para la fauna, lo que representa otra de las muchas incertidumbres de un proceso de revegetación.

### EFFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento y de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica. Indirectamente, en la medida en que se consiga la implantación de una cubierta vegetal de suficiente cobertura, reducción de la infiltración, con efectos positivos sobre la estabilidad y la generación de efluentes contaminantes.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Enmiendas o aporte de tierras. Acolchado. Plantaciones. Medidas estructurales complementarias para el control de la erosión.

### REFERENCIAS

Allen, E.B., Brown, J.S., and Allen, M.F. 2001. Restoration of Animal, Plant, And Microbial Diversity. In: *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 5. Academic Press. San Diego, California. pp. 185-202.

Ashby, W.C. and Vogel, W.G. 1994. *Tree planting on mined lands in the Midwest: a handbook*. Coal Research Center. Southern Illinois University. Carbondale, Illinois.

Cooke, J.A. and Johnson, M.S. 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: a review of theory and practice. *Environmental Reviews*, 10: 41-71.

Coppin, N.J. and Bradshaw, A.D. 1982. *Quarry Reclamation*. Mining Journal Books Ltd. London.



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
DE CIENCIA, INNOVACIÓN  
Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico  
y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL  
DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL  
Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Franklin, J.A., Zipper, C.E., Burger, J.A., Skousen, J.G., Jacobs, D.F. 2012. Influence of herbaceous ground cover on forest restoration of eastern US coal surface mines. *New Forests*, online publication, DOI 10.1007/s11056-012-9342-8.

Gold, K., León-Lobos, P., y Way, M. 2004. *Manual de recolección de semillas de plantas silvestres para conservación a largo plazo y restauración ecológica*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Intihuasi. Boletín INIA N° 110. La Serena, Chile.

Israelsen, C.E. and Israelsen, E.K. 1982. Controlling Erosion on Surface Mining Sites. *1982 Symposium of Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*. Lexington, Kentucky. p. 329-337.

Johnson, M.S., and Tanner, P.D. 2003. Mine Site Rehabilitation and Ecosystem Reconstruction for Biodiversity Gain. *IUCN (The World Conservation Union)-ICMM (International Council on Mining and Metals) Workshop*. Gland, Switzerland.

Ludwig J.A., Wilcox B.P., Breshears D.D., Tongway D.J., Imeson A.C. 2005. Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*, 86: 288–297.

Lyle Jr., E.S. 1987. *Surface Mine Reclamation Manual*. Elsevier Science Publishing Co., Inc. New York.

San Miguel Ayanz, A. 2007. *Leguminosas de interés para la implantación de praderas. Ecología y pautas básicas de utilización*. Dpto. de Silvopascicultura, E.T.S. Ingenieros de Montes, UPM.  
[http://www2.montes.upm.es/Dptos/Dsrn/SanMiguel/APUNTES\\_PRESENTACIONES/PASCICULTURA%20Y%20SAF/Leguminosas de inter%C3%A9s para praderas.pdf](http://www2.montes.upm.es/Dptos/Dsrn/SanMiguel/APUNTES_PRESENTACIONES/PASCICULTURA%20Y%20SAF/Leguminosas%20de%20inter%C3%A9s%20para%20praderas.pdf)

San Miguel Ayanz, A. 2008. *Gramíneas de interés para la implantación de praderas y la revegetación de zonas degradadas. Ecología y pautas básicas de utilización*. Dpto. de Silvopascicultura, E.T.S. Ingenieros de Montes, UPM.  
[http://www2.montes.upm.es/Dptos/Dsrn/SanMiguel/APUNTES\\_PRESENTACIONES/PASCICULTURA%20Y%20SAF/Gram%C3%ADneas de inter%C3%A9s para praderas.pdf](http://www2.montes.upm.es/Dptos/Dsrn/SanMiguel/APUNTES_PRESENTACIONES/PASCICULTURA%20Y%20SAF/Gram%C3%ADneas%20de%20inter%C3%A9s%20para%20praderas.pdf)

Skousen, J., and Zipper, C. 2010. *Revegetation species and practices*. Powell River Project. Virginia Cooperative Extension Publication 460-122, Blacksburg, Virginia.  
[https://pubs.ext.vt.edu/content/dam/pubs\\_ext\\_vt\\_edu/460/460-122/CSES-210.pdf](https://pubs.ext.vt.edu/content/dam/pubs_ext_vt_edu/460/460-122/CSES-210.pdf).





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### IMÁGENES



Mezcla poli-específica de semillas pratenses.



Parcelas experimentales sembradas de centeno (amarillo pálido) rodeadas de superficies hidrosebradas con mezclas de pratenses en escombreras de carbón remodeladas (Tremor de Arriba, León).



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Siembra manual a voleo sobre escombreras cubiertas con suelo. Imagen cedida por ENDESA GENERACIÓN, S.A.





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### HIDROSIEMBRA E HIDROMULCHING

#### DESCRIPCIÓN:

La hidrosiembra consiste en la proyección sobre el terreno de una mezcla acuosa que transporta semillas, las cuales son normalmente acompañadas de otros productos como mulch, estabilizadores o fijadores, fertilizantes solubles y otros aditivos. Normalmente se aplica en una o dos fases, siendo más usual la operación en dos etapas. En la primera se aporta un caldo con semillas, mulch, estabilizadores, y fertilizantes. En la segunda, denominada tapado, se realiza otra aplicación con más mulch y más estabilizadores. Estas operaciones se realizan con una hidrosebradora, que es básicamente una cisterna portada sobre un chasis de remolque o de camión. Sobre la misma se fija una pequeña plataforma con barandilla para permitir el trabajo de los operarios. En el interior de la cisterna hay un mecanismo agitador de paletas que facilita la mezcla y el mantenimiento en suspensión o solución de las semillas y los aditivos. La mezcla se expulsa al exterior mediante una bomba, a través de un cañón orientable o una manguera. La bomba y el sistema agitador son accionados por el mismo motor.

La hidrosiembra se plantea asumiendo que la presencia de una cubierta vegetal es fundamental al inicio del proceso de estabilización del terreno. Sin embargo, conviene no olvidar que la hidrosiembra no sustituye al suelo o al sustrato sobre el que se aplica (Bradshaw & Chadwick, 1980, Bradshaw, 2000), es decir, éste ha de tener una capacidad mínima de permitir la implantación de vegetación. Sin embargo, cuando las superficies a revegetar tienen muy fuertes pendientes, superiores a 30-35% (18°-20°), o son de difícil acceso, es complicado establecer una cubierta mediante siembra. Es en estos casos cuando la tecnología de hidrosiembra puede mostrar una gran utilidad. No obstante, en pendientes que alcanzan ya valores del 60-70% ( $\approx 30-35^\circ$ ), puede resultar complicado fijar semillas al terreno incluso con hidrosiembra. También se plantea en casos en los que se percibe que las características de la superficie del terreno la hacen hostil a la recepción y germinación de semillas. Del mismo modo, aunque con la hidrosiembra se moderan las condiciones de germinación de las semillas y se protegen gracias al acolchado que las acompaña, no se anulan totalmente los condicionantes meteorológicos posteriores a la siembra, por lo que se ha de elegir una época propicia. Lo normal es que la técnica de hidrosiembra la lleve a cabo una empresa especializada, si bien es posible obtener una orientación sobre qué aspectos son importantes para planificar una hidrosiembra dentro en un proyecto de rehabilitación consultando la Norma Tecnológica sobre hidrosiembras NTJ 08 (COITAPAC, 1996).

Entre los componentes más importantes de la hidrosiembra está el acolchado o mulch. Se trata de un material orgánico o inorgánico distribuido sobre la superficie del terreno para protegerlo temporalmente de la erosión. Cuando se aplica un mulch, éste es esparcido sobre la superficie del suelo o es ligeramente incorporado (mezclado) con los primeros centímetros superficiales. Como ocurre con la siembra, las condiciones de pendiente pueden impedir la operación de distribución correcta del material que es empleado como acolchado. En estos casos es posible utilizar una hidrosebradora, que proyecta el material de acolchado en una suspensión acuosa junto a agentes fijadores o estabilizadores, pero sin semillas. Esto es lo que se ha venido a llamar hidromulching. A veces se necesitan varias pasadas y más dosis de aglomerante. En estos casos funciona muy bien la fibra de madera. Como es lógico es una medida de carácter temporal, por lo que debe acompañarse de otras medidas complementarias. Si se aplica bien, el resultado es semejante a la colocación de mantas orgánicas, pero a un coste muy inferior.





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

En las dos técnicas tiene un papel principal los aditivos empleados como aglutinantes, que son materiales semejantes a los llamados estabilizadores o acondicionadores de suelos. Según explica Plass (1973), los acondicionadores de suelos son materiales orgánicos o inorgánicos aplicados en solución acuosa que penetran a través de la superficie del terreno al tiempo que aglomeran las partículas de suelo, incrementando además la porosidad. Esta capacidad aglomerante se aprovecha para la fijación del mulch y las semillas a las partículas de la superficie del terreno. Los productos de este tipo que se vayan a emplear en hidrosiembras deben comportarse de tal manera que, cuando se agiten en los tanques con agua, el resultado sea una suspensión uniforme, sin grumos.

Muchas de las primeras operaciones de hidrosiembra se realizaron utilizando una combinación de lo que se llamó mulch de fibra corta con emulsiones asfálticas. Estas emulsiones asfálticas consiguen fijar las semillas y el mulch, al tiempo que reducen la evaporación y aumentan la temperatura del terreno por su color negro. Se han ido abandonando al no ser excesivamente bien aceptadas, por el extraordinario peligro de ignición que presentan y por la complejidad de la operación. Conviene advertir que, en determinados lugares considerados sensibles (próximos a masas de agua), está expresamente prohibido el uso de derivados del petróleo en hidrosiembras.

En la actualidad, la tendencia es emplear básicamente dos tipos fundamentales de acondicionadores de suelos adecuados para actuar como aglomerantes en hidrosiembra: materiales orgánicos naturales, y materiales sintéticos. Los acondicionadores orgánicos naturales se componen básicamente de biopolímeros. Se han utilizado para aumentar la infiltración y la retención, promover la agregación, favorecer la actividad biológica, mejorar la aireación, y aumentar la resistencia del suelo a la compactación. Los efectos como el aumento de la infiltración y la retención de agua son a menudo evidentes de inmediato, mientras que otros efectos, tales como la agregación, dependerán de procesos químicos y biológicos que ocurren durante semanas o meses. Entre los acondicionadores naturales destacan los alginatos (extractos de algas compuestos de polímeros de ácido urónico), los derivados del almidón (exudados de semillas compuestos de polisacáridos), las gomas de guar (polímeros de galactomanano), xantanos (polímeros derivados de procesos fermentativos). Su capacidad de retención y la longevidad efectiva viene determinada por la cantidad añadida a la suspensión, pero generalmente son de corta duración.

Los acondicionadores sintéticos son copolímeros diseñados para producir interacciones físicas y químicas específicas en los suelos y son extraordinariamente hidrofílicos (con capacidad para formar hidrogeles). Son materiales generalmente muy eficaces que producen efectos físicos con muy pequeñas cantidades de material añadido. En la actualidad, los más comunes incluyen o combinan acetatos de polivinilo, poliacrilonitrilo y, especialmente, poliacrilamidas. Normalmente este tipo de productos se ocultan detrás de nombres comerciales que no permiten conocer con exactitud su composición, siendo perfectamente razonable exigir en los proyectos una caracterización de la toxicidad de los productos empleados, o que se demuestre que el producto no es dañino para las plantas, los animales y la vida acuática.

Otros aditivos usuales en caldos de hidrosiembra son los ácidos fúlvicos y húmicos. Los ácidos fúlvicos son componentes naturales de los suelos, fácilmente dispersables en agua. Los ácidos húmicos, otro grupo de componentes de la fracción orgánica del suelo, son generalmente insolubles en agua, pero poseen facilidad para dispersarse en soluciones acuosas de pH alcalino.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Obviamente, otro elemento fundamental de la composición de un caldo de hidrosiembra, son las semillas. Buena parte de lo comentado en la ficha correspondiente a siembras, es de aplicación para la técnica de hidrosiembra. Se ha visto en numerosas ocasiones que muchas de las especies comerciales seleccionadas para el empleo de semilla en mezclas de hidrosiembra van siendo sustituidas por especies locales en pocos años, si bien suele reconocerse el efecto beneficioso (estabilizador) de las especies hidrosembadas durante ese proceso de sustitución. Si entre los objetivos del tratamiento está el establecimiento de una cubierta vegetal que favorezca la sucesión ecológica, resultaría útil una mezcla de semillas con suficiente diversidad específica (10-15 especies distintas), sin incluir especies muy competitivas y añadiendo en lo posible especies autóctonas anuales. La idea es que, una vez superada la barrera existente frente a la dispersión, gracias a la hidrosiembra, se pueda superar la barrera que suponen las condiciones abióticas desfavorables (Tinsley *et al.*, 2006). Otra posible solución, probablemente difícil de implementar a corto plazo, pasaría por la realización de hidrosiembras en dos épocas distintas, utilizando primero especies pioneras de crecimiento rápido y posteriormente (antes de la sequía estival) volver a hidrosembrar con especies autóctonas de crecimiento lento.

La citada norma NTJ 08 (COITAPAC, 1996) proporciona una amplia guía de especies autóctonas para mezclas de hidrosiembra. Muchas veces se señala la importancia de exigir que el material de acolchado esté libre de semillas o que las mezclas de semillas a emplear en hidrosiembras tengan certificados de pureza semejantes a los exigibles para siembras agrícolas. Sin embargo, teniendo en cuenta lo que se persigue con una hidrosiembra, este tipo de exigencias no parece muy lógico, pues no es posible saber si la contribución de las semillas inicialmente no previstas será positiva o no.

### EFFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento y de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica. Indirectamente, en la medida en que se consiga la implantación de una cubierta vegetal de suficiente cobertura, reducción de la infiltración, con efectos positivos sobre la estabilidad y la generación de efluentes contaminantes.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Enmiendas o aporte de tierras. Acolchado. Plantaciones. Medidas estructurales complementarias para el control de la erosión.

### REFERENCIAS

Bradshaw, A.D., and Chadwick, M.J. 1980. *The Restoration of Land. The ecology and reclamation of derelict and degraded land*. Blackwell Scientific Publications. Oxford.

Bradshaw, A.D. 2000. The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties. *Landscape Urban Planning*, 51: 89-100.



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

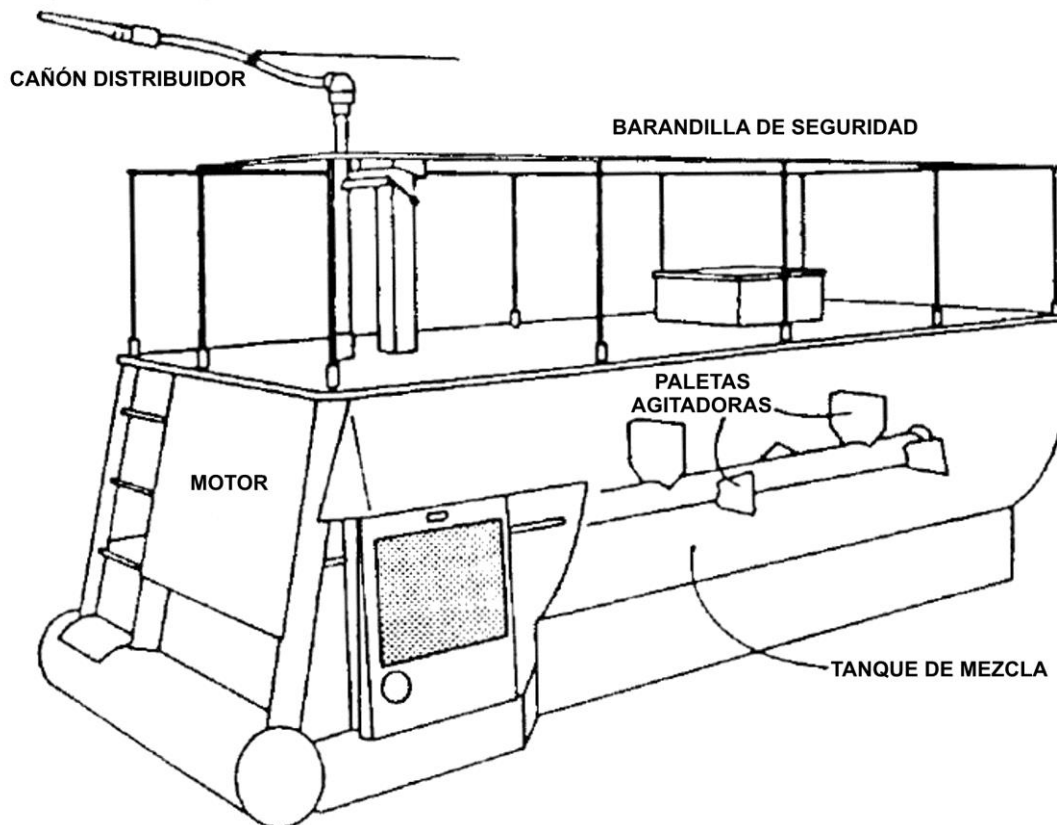
COITAPAC (Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos Agrícolas y Peritos Agrícolas de Cataluña). 1996. *Normas tecnológicas de Jardinería y Paisajismo NTJ 08H: Hidrosiembras*. Barcelona.

IGME (ITGE). 1989. *Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería*. Serie Ingeniería Geoambiental. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.

Plass, W.T. 1973. Chemical soil stabilizers for surface mine reclamation. *HRB*, 125: 118-122.

Tinsley, M.J., Simmons, M.T. and Windhager, S. 2006. The establishment success of native versus non-native herbaceous seed mixes on a revegetated roadside in Central Texas. *Ecological Engineering*, 26:231-240.

### IMÁGENES



Esquema que muestra una hidrosebradora (IGME, 1989).



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### PLANTACIONES

#### DESCRIPCIÓN:

Cada vez está más extendida la opinión de que en aquellos terrenos degradados en los que no existe un elevado riesgo de erosión, y en los que puede estar presente un razonable banco de semillas o yemas vegetativas, es preferible que la vegetación se recupere o evolucione por sí misma. Sin embargo, en la gran mayoría de instalaciones de residuos mineros abandonadas, ese banco no estará presente o será insuficiente, por lo que, siempre que se busque obtener una cubierta vegetal, será necesario recurrir a la siembra o plantación. El establecimiento de una cubierta vegetal se justifica en la mayoría de los proyectos de rehabilitación, ya sea para alcanzar la fitoestabilización de los residuos ricos en elementos potencialmente tóxicos, o para proteger de la erosión a las cubiertas de suelo establecidas sobre los residuos. Esta ficha se refiere a las plantaciones que pudieran planificarse para su aplicación directa sobre las instalaciones de residuos mineros abandonadas, lo que normalmente se hará con el objetivo de obtener una estabilización permanente y autosostenible. Para la mayoría de la superficie ocupada por una instalación abandonada de residuos mineros, este establecimiento de vegetación es una tarea que se realizará al final de otra serie de operaciones que será necesario hacer: remodelación, protección frente a la escorrentía, tratamientos superficiales, etc. Esto es así debido a que, en la mayoría de los casos, se ha superado el umbral de degradación controlado por limitaciones abióticas (Whisenant, 1999). Para superar este umbral, en el sentido de la restauración, se hace necesario eliminar o modificar esos factores y reparar el ambiente físico y químico antes de actuar sobre los componentes bióticos.

Exceptuando algunas especies singulares, como el esparto (*Stipa tenacissima*), las plantaciones se ejecutan para establecer especies principalmente fruticasas (leñosas) y sufruticasas. Por lo dicho más arriba, en innumerables trabajos de rehabilitación de residuos mineros documentados, las plantaciones se han realizado como parte de fases no iniciales en el establecimiento de vegetación. En efecto, muchas veces se considera necesaria la implantación rápida de cubiertas herbáceas para el control de la erosión mediante siembras (o hidrosiembras) de especies pratenses. También en gran parte de los casos, la implantación de esa cubierta herbácea se ha considerado como un medio y no como un fin. Una vez que las condiciones del terreno han mejorado, suele plantearse el avance progresivo en la sucesión ecológica, u otras opciones basadas en la intervención humana de cara a la consecución de una cubierta vegetal autosostenible, que casi nunca es exclusivamente herbácea. De acuerdo con Aronson *et al.* (2002), en todas las áreas modificadas por el hombre, los árboles y los grandes arbustos deben usarse para determinar las mejores opciones, metas y procedimientos para la conservación y restauración ecológica.

Sin embargo, muchas veces la densidad de la cubierta herbácea o su composición impiden el crecimiento de otras especies, e incluso impiden la colonización natural de nuevas especies. Ashby & Vogel (1994), en referencia a la rehabilitación de minas de carbón en los Apalaches y el medio Oeste de USA, destacaron los efectos desfavorables sobre plantaciones arbóreas derivados de la excesiva competencia de las cubiertas herbáceas establecidas previamente para controlar la erosión, aunque también señalaron la importancia de la compactación, debida a la remodelación de formas sobre el medio de crecimiento (suelo o sustituto de suelo). Dichos autores propusieron que las prácticas para la protección del suelo en fases tempranas tuvieran en consideración los siguientes puntos: uso de formaciones herbáceas mixtas de plantas poco competitivas o formaciones anuales, prácticas de redistribución del suelo que generen poca compactación, uso de herbicidas, etc. Imbuidos por esta preocupación, numerosos trabajos de investigación realizados en



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

la región de los Apalaches llevaron a concretar un protocolo de restauración de masas forestales productivas de especies nativas (FRA: *Forest Reclamation Approach*). Dicho protocolo incluye la combinación de gramíneas, leguminosas herbáceas, arbustos y árboles nodriza, y árboles productivos, sin olvidar recomendaciones sobre la selección de los materiales superficiales y los tratamientos de perfilado, descompactado, manejo de plantones, plantación, etc. (Burger & Zipper, 2011).

Por tanto, con las precauciones pertinentes en la selección de las especies y dosis de siembra de las especies herbáceas, o mediante actuaciones posteriores de siega o roza, es posible solventar los problemas de competencia. Los costes de estas operaciones y, en general, los de todas las operaciones de establecimiento de vegetación que supongan un uso intensivo de medios pueden asumirse, si se considera la relativamente pequeña superficie de las instalaciones frente a, por ejemplo, la superficie considerada en las clásicas repoblaciones forestales. Hay que tener en cuenta que, en las instalaciones de residuos muy grandes, buena parte de la superficie es llana o casi llana, pudiendo intensificarse las plantaciones en las áreas de taludes (ya sean remodelados o no), mientras que las plataformas se pueden reservar para tratamientos semejantes a un adhesado por plantación dispersa de árboles y arbustos, o para plantaciones en pequeños agrupamientos o parches. En cualquier caso, el establecimiento de vegetación leñosa puede estar justificado en la mayoría de proyectos de rehabilitación, dado que si se consigue suficiente diversidad y cobertura, la estabilización de la instalación puede quedar garantizada a largo plazo, al tiempo que puede esperarse un reclutamiento de plantas procedentes del entorno.

Al margen del clima, la topografía, las características del entorno y la identificación de los elementos en riesgo, es absolutamente necesario disponer de medios para caracterizar los residuos mineros como punto de partida para el diseño de las medidas de rehabilitación a adoptar en una instalación de residuos abandonada. La selección de las especies debe partir de las características del medio edáfico. Este consistirá en los propios residuos modificados mediante enmiendas, o en capas de suelo o de sustitutos de suelo aportadas sobre los residuos, cuando estos no admiten mejoras a costo razonable. La naturaleza de todos estos materiales puede diferir mucho de los suelos del entorno de la instalación, lo que puede aumentar la dificultad de seleccionar especies o la incertidumbre inherente a los métodos habituales de selección de especies. Por ello, la experimentación en parcelas puede ser vital. Evidentemente, la propia vegetación colonizadora de los depósitos de residuos mineros, cuando existe, es clave para planificar la introducción de vegetación. En los últimos tiempos se ha prestado mucha atención a la búsqueda de especies locales, resistentes a las condiciones de estrés abiótico extremo de algunas instalaciones abandonadas (Conesa & Schulin, 2010). Igualmente importante es la identificación de procesos de facilitación. Algunos estudios ya han mostrado cómo se produce una mejora en el establecimiento de las especies propias de fases maduras en instalaciones de residuos mineros cuando se aprovechan los mecanismos de facilitación ecológica (Markham *et al.*, 2011; Alday *et al.*, 2014). No obstante, la artificialidad del medio autoriza a abordar el problema desde la perspectiva de establecer ecosistemas nuevos (*novel ecosystems*). Estos consisten en nuevas combinaciones de atributos físicos y biológicos, que son el resultado deliberado o no de la intervención humana, y son viables en las condiciones nuevas sin posterior mantenimiento (Hobbs *et al.*, 2006). A pesar de todo lo dicho anteriormente, si se consiguen unas características superficiales no muy distintas de las que pueden estar presentes en el entorno, o se pueden considerar de carácter neutral, aunque con un mínimo de calidad, puede ser útil la búsqueda de referencias en la vegetación propia del entorno.

La consideración de la vegetación natural presente en el entorno, lleva casi inevitablemente a intentar





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

entender el posible proceso de sucesión vegetal. Las distintas teorías existentes sobre la sucesión han propiciado posturas extremas, que van desde considerar a los estudios de ésta como la panacea para la selección de especies (por estimar que es un proceso simple, convergente y determinista), hasta negar por completo su interés al considerarlo un proceso complejo, divergente e imprevisible (IGME, 1989). Al margen de esto, parece haber mayor acuerdo en reconocer la utilidad de identificar lo que se denominan estados sucesionales tardíos o etapas maduras de la sucesión. En efecto, se ha señalado que, para asegurar la sostenibilidad, la selección de especies leñosas para la restauración debe estar basada, tanto como sea posible, en la vegetación natural representativa de etapas tardías de la teórica sucesión y en las características ambientales del sitio (Vallejo *et al.*, 2003; Vallejo *et al.*, 2005). En este sentido, el proceso de selección de especies puede beneficiarse de la abundante literatura fitosociológica existente, complementada con un conocimiento directo sobre la vegetación natural del entorno, especialmente la arbórea y arbustiva. De hecho, la mayoría de los proyectos de restauración llevan a cabo una aproximación a las condiciones teóricamente anteriores a la alteración que es congruente con el paisaje existente en las inmediaciones (Cairns & Heckman, 1996). Por ello, el estudio de la vegetación natural que puede estar presente en el entorno es fundamental en la selección de posibles referencias. No obstante, de acuerdo con Ruiz de la Torre *et al.* (1996) los tratamientos deben encaminarse a crear una cubierta lo más densa y compleja posible (que puede estar inspirada en la vegetación natural bien conservada), pero no deben pretender reproducir una determinada unidad florística.

Por otro lado, la anterior aproximación puede complementarse con un estudio de la viabilidad de obtención de plántulas de diferentes especies (ya sea comerciales o producidos *ad hoc*), acompañada de una búsqueda de información sobre la ecología de las especies disponibles. Sobre este último aspecto, en España existe ya una abundante bibliografía a nivel nacional o referida a las diferentes regiones (p.ej.: Ruiz de la Torre *et al.*, 1996; Sigüero Llorente, 1999). Posiblemente, cuanto menor distancia exista entre las condiciones edáficas de la instalación de las del entorno, más peso tomará la primera aproximación y, por el contrario, más peso tomará la segunda aproximación cuanto más artificiales sean las condiciones edáficas. En ambas perspectivas, la importancia que se dé (en número) a la introducción de una determinada especie estará en función de su reconocimiento como especie dominante, facilitadora, ingeniera, etc., asumiendo, eso sí, que interesa promover la máxima diversidad de especies y de modos de desarrollo radicular y de la parte aérea.

Además de lo dicho anteriormente, resulta obvio que hay que poner especial cuidado en introducir las distintas especies diferenciando bien las distintas áreas o sectores del lugar para, además de establecer diferentes densidades de plantación (si procede), acomodar mejor sus adaptaciones a ciertos aspectos tales como: tipos de sustrato, pendiente, orientación y requerimientos de agua (proximidad a drenajes). Conviene reseñar que la diversificación de las plantaciones con especies arbustivas y arbóreas autóctonas es cada vez más factible, pudiéndose encontrar actualmente una importante oferta comercial. Ya en el año 1997, COITAPAC reunía una lista de más de 300 especies de árboles, arbustos, matas y lianas autóctonas de la Península Ibérica y Baleares, o introducidas históricamente. Se puede suponer que la oferta actual será semejante. Obviamente, no será posible nunca reproducir la diversidad inherente a la mayoría de las formaciones vegetales de cierta madurez reconocibles en el entorno con el solo concurso de plantaciones de especies adquiridas en el mercado, pero sí será bastante posible seleccionar una combinación aceptablemente variada, al margen de que puede ampliarse mediante obtención de semillas o estaquillas en el entorno.



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
DE CIENCIA, INNOVACIÓN  
Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico  
y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL  
DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL  
Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

La preparación del terreno para las plantaciones dependerá del tipo de superficie e tratar. Lo recomendable es que un reconocimiento de la instalación de residuos permita definir sectores de actuación sobre la base de las características visibles de la superficie tales como: presencia o ausencia de vegetación, pendiente, orientación, apariencia externa (color, presencia de precipitados), etc. Los diferentes sectores orientarán el muestreo de los residuos y determinarán la secuencia de actuaciones a desarrollar en cada uno de ellos hasta la plantación. Entre las actuaciones previas, siempre que sea posible, interesará un remodelado de los taludes. El suavizado de las pendientes facilita todas las operaciones previas a la plantación. Por encima de 33° se considera muy difícil la estabilización con vegetación, aparte de que no es posible la mecanización de la apertura de hoyos, ni siquiera siguiendo la línea de máxima pendiente. La topografía final determinará el modo de establecer la plantación, pero, en términos generales, son recomendables labores puntuales, tales como ahoyados (manuales con herramienta, manuales con azada mecánica, mecanizados con ripper o con retroexcavadora), o banquetas con microcuenca. Estos planteamientos presentan las ventajas de permitir la selección de los puntos más aptos para plantar en pendientes, o en escombreras muy pedregosas. El tamaño del hoyo debe ser acorde al tamaño de la planta, aunque conviene tender a que el volumen excavado sea superior a lo necesario. Se debe valorar la introducción de mejoras edáficas en el hoyo de plantación. La distribución en superficie debe ser preferiblemente aleatoria (las especies se mezclan sin ningún orden establecido) o en agrupamientos. Esta última configuración es la forma que mejor reproduce el bosque natural (Vogel, 1987). Donde convenga, la distribución será lineal o en franjas (líneas de drenaje o barreras de vegetación).

En principio, no es posible establecer preferencias fijas sobre el tipo de sistema de propagación a emplear: plantón a raíz desnuda (para las caducifolias), plantón en contenedor o estaquilla, dependiendo de las circunstancias concretas de cada proyecto. Si las capas de suelo son de buena calidad y se han podido preparar bien, puede ser interesante fomentar la plantación de plantas a raíz desnuda. Cuanto peores son las condiciones del terreno más se tiende a utilizar plantones en contenedor. Esto, además, permite la inoculación con hongos micorrízicos o con las correspondientes cepas bacterianas para las plantas que forman sistemas diazotróficos (alisos, leguminosas, etc.). Las técnicas de plantación deben ser cuidadosas con la planta. La manipulación y conservación de plantones durante periodos cortos debe seguir las normas habituales de protección de la planta. En general, para la manipulación de las plantas y para la operación de plantación propiamente dicha se pueden seguir las recomendaciones reunidas en Vogel (1987) y/o IGME (1989). Una forma de complementar el suministro de plantas obtenidas en viveros comerciales es la cría de planta autóctona para el proyecto, normalmente a partir de semilla silvestre. La recolección de semillas debe plantearse como algo escrupulosamente cuidadoso con el medio donde se realice. Además será necesario solicitar los permisos que sean pertinentes, y cumplir estrictamente todas las normas aplicables. Sobre esta actividad existe diversa bibliografía interesante, entre la que puede recomendarse el trabajo de Gold *et al.* (2004). Otra forma de ampliar la gama de especies a plantar es la recolección de estaquillas de algunas especies en el entorno de la instalación. El estaquillado ha sido un método de aplicación en taludes de inclinación pronunciada, destinado a estabilizar terrenos sueltos en lugares sometidos a una fuerte erosión hídrica (IGME, 1989). Ejemplos de especies que se reproducen muy bien mediante estaquillas y que pueden tener gran interés para proyectos de estabilización de residuos mineros son algunas de los géneros *Salix* o *Tamarix*, así como higuera (*Ficus carica*), el acebuche (*Olea europaea* var. *sylvestris*), el laurel (*Laurus nobilis*), y otras, tales como aligustre, agracejo, viburno, espinos y retamas. Las estaquillas son ramas de 1 a 2,5 cm de grosor y de longitud variable, obtenidas de plantas diversas, con buena apariencia, y recogidas en puntos separados entre sí, sobre el máximo posible de individuos diferentes.



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Lógicamente, cualquiera que sea el origen de las plantas, en el proyecto de rehabilitación se debe proporcionar información sobre las características genéticas (identidad y nivel de calidad) del material forestal de reproducción a utilizar, independientemente de su naturaleza (semillas, plantas y partes de plantas). Tales características deberán determinarse de acuerdo a las particularidades de cada especie, la localización de la zona a repoblar y el objetivo perseguido. Lo ideal es que las plantas procedan de áreas con condiciones ecológicas similares a las de la zona de actuación. Aunque estrictamente no es aplicable al tipo de proyectos a los que hace referencia esta ficha, muchas veces los proyectos se ubicarán en entornos forestales o próximos a ellos, por lo que será conveniente consultar el protocolo técnico sobre criterios orientadores para su aplicación en la redacción de proyectos de repoblación y restauración forestal (Iglesias *et al.*, 2012), así como otros trabajos citados en dicha referencia bibliográfica. Por último, un aspecto al que cada vez se le reconoce más su importancia es la calidad de la planta. Para algunos autores llega a ser tan importante como la preparación del suelo y los cuidados posteriores a la plantación (Villar Salvador, 2003). En el citado trabajo y en COITAPAC (1997) es posible encontrar información valiosa sobre los atributos que permiten valorar la calidad.

### EFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento y de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica. Indirectamente, en la medida en que se consiga la implantación de una cubierta vegetal de suficiente cobertura, reducción de la infiltración, con efectos positivos sobre la estabilidad y la generación de efluentes contaminantes.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Remodelación topográfica. Enmiendas, o aporte de capas de suelo. Acolchado. Siembras. Medidas estructurales complementarias para el control de la erosión.

### REFERENCIAS

Alday, J.G., Santana, V.M., Marrs, R.H. and Martínez-Ruiz, C. 2014. Shrub-induced understory vegetation changes in reclaimed mine sites. *Ecological Engineering*, 73: 691-698.

Aronson, J., Le Floch, E. and Ovalle, C. 2002. Semi-arid woodlands and desert fringes. In: Perrow, M.R., and A.J. Davy, A.J. (eds.). *Handbook of Ecological Restoration, vol. 2. Restoration in Practice*. Cambridge University Press. Cambridge. pp. 466-485.

Ashby, W.C. and Vogel, G.W. 1994. *Tree planting on mined lands in the Midwest: a handbook*. Coal Research Center. Southern Illinois University. Carbondale, Illinois.

Burger, J.A. & Zipper, C.E. 2011. *How to Restore Forest on Surface-Mined Land*. Powell River Project. Virginia Cooperative Extension Publication 460-123. Blacksburg, Virginia.

[https://pubs.ext.vt.edu/content/dam/pubs\\_ext\\_vt\\_edu/460/460-123/460-123\\_pdf.pdf](https://pubs.ext.vt.edu/content/dam/pubs_ext_vt_edu/460/460-123/460-123_pdf.pdf).



**CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE  
PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN  
DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS  
CERRADAS O ABANDONADAS**

- Cairns, J. Jr., and Heckman, J. 1996. Restoration ecology: the state of an emerging field. *Annual Review of Energy and the Environment*, 21:167–189.
- COITAPAC (Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos Agrícolas y Peritos Agrícolas de Cataluña). 1997. *Normas tecnológicas de Jardinería y Paisajismo NTJ 07V: Plantas autóctonas para revegetación*. Barcelona.
- Conesa H.M., Schulin R. 2010. The Cartagena-La Unión mining district (SE Spain): a review of Environmental problems and emerging phytoremediation solutions after fifteen years Research. *Journal of Environmental Monitoring*, 12: 1225-1233.
- Gold, K., León-Lobos, P., y Way, M. 2004. *Manual de recolección de semillas de plantas silvestres para conservación a largo plazo y restauración ecológica*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Intihuasi. Boletín INIA N° 110. La Serena, Chile
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P, Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vila, M., Zamora, R. and Zobel, M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 1-7.
- Iglesias, S, Nicolás, J.L., Alía, R., Peñuelas, J.L., Prada, M.A., San Juan, A., Calvo, J.M., Rueda, E.J., Mallofret, E., Pérez, V., Samaniego, B., Vallejo, M., Martín, E., Villanueva, I. y Fernández, G. 2012. *Protocolo técnico a aplicar en lo relativo al material forestal de reproducción en la redacción y ejecución de proyectos de repoblación y restauración forestal*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- IGME (ITGE). 1989. *Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería*. Serie Ingeniería Geoambiental. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.
- Markham, J., Young, I., Renault, S. 2011. Plant facilitation on a mine tailings dump. *Restoration Ecology*, 19: 569-571.
- Ruiz de la Torre, J., Carreras Egaña, C., García Viñas, J.I. y Ortí Moris, M. 1996. *Manual de la Flora para la Restauración de Áreas Críticas y Diversificación en Masas Forestales*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Siguero Llorente, P.L. 1999. *Manual de reforestación con especies autóctonas*. Sigüero Llorente, P. L. (ed.). Madrid.
- Vallejo, R., Cortina, J., Vilagrosa, A., Seva, J.P., y Alloza, J.A. 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En: Rey Benayas, J.M., Espigares Pinilla, T. y Nicolau Ibarra (eds.). *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares, Madrid. pp. 11-42.
- Vallejo, V.R., Aronson, J., Pausas, J. and Cortina, J. 2005. Restoration of Mediterranean Woodlands. In: Van Andel, J. and Aronson, J. (eds.). *Restoration Ecology. Chapter 14. The New Frontier*. Blackwell Publ. Oxford.



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
DE CIENCIA, INNOVACIÓN  
Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico  
y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL  
DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL  
Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Villar Salvador, P. 2003. Importancia de la calidad de planta en los proyectos de revegetación. En: Rey Benayas, J.M., Espigares Pinilla, T. y Nicolau Ibarra (eds.). *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares, Madrid. pp. 65-86.

Vogel, G.W. 1987. *A manual for training reclamation inspectors in the fundamentals of soils and revegetation*. Prepared for the Office of Surface Mining and Enforcement by the Soil and Water Conservation Society. Ankeny, Iowa.

Whisenant, S.G. 1999. *Repairing damaged wildlands: A process oriented, landscape-scale approach*. Cambridge University Press. Cambridge.

### IMÁGENES



Islas de fertilidad formadas bajo la copa de ejemplares de *Retama sphaerocarpa*, colonizando residuos mineros de flotación en la Mina el Soldado (Villanueva del Duque, Córdoba). Esta especie, y otras leguminosas arbustivas con carácter facilitador, pueden tener enorme interés en procesos de rehabilitación de residuos mineros, incluso en los ambientes más áridos.





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Aspecto de la superficie de escombreras de carbón remodeladas en la zona de Valdesamario (León). En la parte media de la fotografía se observa una importante masa de vegetación colonizadora entre la que destaca la leguminosa arbustiva *Cytisus scoparius*. En primer plano, abajo, destaca la presencia de zonas desnudas, compactadas, zonas con vegetación herbácea y pinos plantados. Claramente, estos pinos no están aportando gran cosa a la estabilización del terreno, pudiendo haberse sustituido la plantación por algunas labores de descompactado y enmiendas orgánicas, para favorecer la colonización natural.



Pinos carrascos (*Pinus halepensis*) y sabina mora (*Tetraclinis articulata*) plantados sobre una cubierta de tierras aportadas sobre una presa de residuos de flotación ácidos en El Llano del Beal (Murcia).





GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
DE CIENCIA, INNOVACIÓN  
Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Instituto Geológico  
y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL  
DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL  
Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



A la derecha del alambrado se aprecian parcelas experimentales situadas en la superficie de la presa minera Cauquenes (en la localidad de Parrón, Región del Libertador General Bernardo O'higgins, Chile). Se ensayaron diferentes dosis de enmienda edáfica con carbonato de calcio y compost vegetal. Los sectores estudiados fueron sembrados con semillas de romerillo y cola de zorro, y plantados con estacas de romerillo, crucero y ñipa. Fotografía cedida por Mauricio Lemus.



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBABDA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### OBRAS DE BIOINGENIERÍA DEL SUELO

#### DESCRIPCIÓN:

La bioingeniería del suelo se ha definido como la utilización de elementos mecánicos inertes en combinación con elementos vivos (plantas), empleados como componentes constructivos para la corrección de problemas de inestabilidad y erosión, normalmente en pendientes fuertes o riberas, formando estructuras duraderas y estables. Originalmente, solo se empleaba el término bioingeniería, pero este término presenta problemas de superposición de significados, puesto que también es utilizado en otros contextos completamente diferentes. Existen algunas expresiones que se han usado para significar básicamente lo mismo, entre las que "estabilización biotécnica" (Gray & Leiser, 1982) es la más común y, probablemente, la más apropiada. Sin embargo, la expresión bioingeniería del suelo está bastante generalizada, en especial desde que se publicara el Capítulo 18 del *Engineering Field Handbook* (USDA-NRCS, 1992), con lo que el NRCS (*Natural Resource Conservation Service*, anteriormente *Soil Conservation Service*) se refiere a esta disciplina oficialmente como "bioingeniería del suelo", haciendo hincapié en el componente suelo del sistema.

Lo más destacable, en las obras de bioingeniería del suelo, es que las plantas son percibidas como un componente estructural importante y no sólo un componente estético o de integración ambiental. Idealmente, por tanto, en el diseño de las obras de bioingeniería del suelo deberían considerarse las propiedades de las plantas vistas como un material constructivo. No obstante, como se ha mencionado, los sistemas de bioingeniería del suelo comúnmente incorporan materiales inertes como rocas, gaviones, madera muerta, geo-sintéticos y otros productos manufacturados. En la literatura es posible encontrar numerosos casos que demuestran que puede ser una herramienta eficaz para el tratamiento de taludes inestables y áreas ribereñas. Se ha señalado que los tratamientos son relativamente baratos y pueden proporcionar beneficios significativos en términos de mantenimiento reducido y estabilidad progresivamente mejorada. En efecto, como sistemas vivos en buena parte, los sistemas de bioingeniería del suelo necesitan poco o ningún mantenimiento y continúan fortaleciéndose con el paso de los años: los elementos estructurales inertes proporcionan resistencia inmediata, mientras que, a medida que la vegetación se establece, las raíces invaden el terreno formando una masa unificada y coherente. Incluso si algunas plantas mueren, las raíces y la materia orgánica superficial continúan desempeñando un papel importante para el establecimiento de otras plantas. Con el tiempo, los elementos estructurales disminuyen en importancia, a medida que la vegetación aumenta su fuerza y funcionalidad. Las estructuras adecuadamente diseñadas e instaladas ayudan a estabilizar pendientes frente a movimientos en masa poco profundos e impiden la formación de regueros y cárcavas. Las estructuras también pueden jugar un papel crítico en el establecimiento de vegetación en pendientes pronunciadas o en áreas sujetas a erosión severa. Además, las técnicas de bioingeniería encajan perfectamente en un proceso de rehabilitación en el que la sucesión vegetal se considere importante (Schiechtl, 1980; Gray & Leiser, 1982; USDA-NRCS, 1992; Lewis, 2000).

La oportunidad de considerar este tipo de técnicas en procesos de rehabilitación de instalaciones abandonadas de residuos mineros dependerá mucho de las características físico-químicas de los residuos, de la morfología de los mismos y de la accesibilidad. En general, será aconsejable remodelar la topografía de las instalaciones, pero posiblemente nunca se pueda obtener un resultado óptimo, existiendo sectores de la instalación donde normalmente no será posible hacerlo. Otras veces, la naturaleza química de los



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

residuos aconsejará la cubrición, y la topografía final dependerá de cómo se ejecute esa labor, sin descartar una posible remodelación previa. Cuando los residuos admitan algún tipo de desarrollo vegetal, es posible que una excesiva pendiente sea el factor limitante para su establecimiento. Para este caso, la bioingeniería del suelo puede ser una alternativa útil, especialmente en sitios muy empinados donde el uso de maquinaria no es factible y el trabajo manual es casi una necesidad. Claramente, los trabajos de bioingeniería pueden combinarse con medidas orientadas a la estabilización, tales como muros de escollera o espaldones. También pueden ser útiles puntualmente, como por ejemplo para tratar cárcavas de erosión en instalaciones para las que son aplicables técnicas de rehabilitación más convencionales en el resto de su superficie. Por tanto, el análisis detallado de las condiciones particulares de la instalación es un primer paso para decidir si es aconsejable incorporar a un proyecto de rehabilitación este tipo de técnicas, lo que, en cualquier caso, no será casi nunca con carácter general, sino más bien integrándolas como complemento de otro tipo de actuaciones. La consideración de estas técnicas debe tener en cuenta también la vegetación del entorno, pues, como se comenta más abajo, dicho entorno será la fuente principal del material vegetal, el cual debe existir en suficiente cantidad y poseer unas aptitudes apropiadas, en particular, la capacidad de propagación vegetativa. Entre las diferentes técnicas que se describen en la literatura, las que posiblemente tengan más aplicación a la rehabilitación de instalaciones abandonadas de residuos mineros son las que se comentan a continuación.

**Plantación de estacas vivas.** Consiste en la inserción en el terreno de estaquillas o estacas de especies leñosas con capacidad de propagación vegetativa, es decir, son porciones de ramas o tallos que una vez clavadas en el sustrato, si las condiciones son favorables, emiten raíces y nuevas ramas (brotes). Como se irá mostrando, juegan un papel fundamental en las demás obras de bioingeniería. Su empleo puede ser interesante tanto para tratamientos relativamente puntuales (márgenes y fondo de regueros y cárcavas, zonas deslizadas muy superficiales) o en superficies más extensas, solas o como medio de fijación de redes y mantas orgánicas. Las propias mantas orgánicas ancladas con estacas proporcionan a estas unas condiciones de humedad y temperatura mejores para el arraigo de las estacas. También pueden usarse en los intersticios de muros de escollera y gaviones (ver imagen más adelante). En tratamientos de superficies, la densidad de plantación debe aumentar en función de la pendiente del terreno: 2-5 estacas/m<sup>2</sup> a 5-10 estacas/m<sup>2</sup> (Sauli *et al.*, 2003). Si se produce una buena proliferación de raíces y ramas en una superficie que ha sido estaquillada, se puede producir una mejora importante de las condiciones para la invasión natural de otras especies (USDA-NRCS, 1992). En los límites de la instalación de residuos mineros, donde se encuentra próxima la superficie original del terreno natural, puede esperarse que los sistemas radiculares desarrollados generen un cierto anclaje si alcanzan dicho terreno, incluso si es un terreno rocoso con fracturas o grietas. Por ello, cuando son accesibles, estas franjas limítrofes pueden ser objeto de mayores esfuerzos de implantación de estacas vivas. En la literatura sobre bioingeniería de suelos suelen recomendarse estacas leñosas o de invierno, obtenidas en época de dormición, aunque intentando evitar los meses más fríos para que la superficie del suelo no esté helada (Lewis, 2000). Lo ideal es plantarlas el mismo día de su obtención, aunque algunos creen que se puede lograr un mayor éxito si los tallos son empapados en agua durante cinco días (Lewis, 2000). Los materiales utilizados son esquejes de uno o dos años, obtenidos de plantas sanas. Se debe intentar diversificar la dotación genética de las plantas a establecer, obteniendo las estacas de un número lo más amplio posible de plantas madre. Las estacas deben cortarse perpendicularmente al eje en su parte superior y en bisel en la parte inferior. Al preparar las estaquillas deben eliminarse las ramas laterales. El tamaño de las estacas vivas en obras de ingeniería es ligeramente superior al estaquillado convencional. Sauli *et al.* (2003) recomiendan que las estacas o varas tengan entre 50 y 100 cm de longitud y 1,5 a 5 cm de diámetro. En COITAPAC (1998) se



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

considera necesario que el tamaño de las estacas vivas esté comprendido entre 50-100 cm de longitud y 3-10 cm de diámetro. Si se van a insertar en el seno de gaviones o escolleras, el diámetro puede ser aún mayor para aumentar su resistencia durante la plantación. No obstante, en terrenos duros convendrá hacer un orificio con un plantamón o piqueta de hierro. Se deben clavar con martillazos suaves, preferentemente con un martillo de plástico relleno de arena, formando un ángulo recto con la línea de máxima pendiente. Deben sobresalir a lo sumo una quinta parte de su longitud (USDA-NRCS, 1992; COITAPAC, 1998).

**Fajinas vivas.** El método consiste en la colocación, en unos surcos previamente excavados en el suelo, de unos haces compuestos por varas de especies con alta capacidad de propagación vegetativa (originalmente sauces), que se sujetan al terreno mediante estacas clavadas en el mismo (ver imagen más adelante). Parece ser que esta técnica fue desarrollada por Kraebel (1936) para estabilizar taludes excavados de carreteras en el centro y sur de California. Estas estructuras son capaces de atrapar y mantener el suelo en la parte interna de la pendiente de forma casi inmediata, fragmentando así la longitud total en una serie de pasos más cortos (USDA-NRCS, 1992). Permiten la estabilización de pendientes de hasta 30-35°, impidiendo deslizamientos muy superficiales de hasta 30-60 cm (COITAPAC, 1998). La instalación de las fajinas se efectúa siempre en sentido ascendente, es decir comenzando en la base del talud y terminando en la parte superior. El procedimiento más completo se inicia clavando estacas vivas alineadas en el terreno, en sentido perpendicular a la máxima pendiente. Por encima de la línea de estacas se abre un surco en donde se colocan las fajinas, que se fijan al suelo mediante estacas gruesas, de madera muerta o viva, que las atraviesan transversalmente cada 60 a 90 cm (USDA-NRCS, 1992). El surco debe ser lo suficientemente grande para introducir las fajinas. A continuación se cubre el haz con tierra, que habrá de compactarse adecuadamente. Cada surco se rellenará con la tierra extraída del inmediatamente superior. Lewis (2000) recomienda que entre un tercio y un cuarto de la fajina quede sin cubrir. Las especificaciones sobre dimensiones de los materiales a emplear varían según la fuente bibliográfica. En USDA-NRCS (1992) las recomendaciones son las siguientes: las fajinas deben formarse con varas vivas y muertas de entre 1 y 9 m de longitud, alcanzando 15 a 20 cm de diámetro, con ataduras cada 50 a 70 cm; las estacas vivas que se clavan en el apoyo de las fajinas deben tener entre 75 y 90 cm de largo; las estacas de madera muerta, que se clavan atravesando las fajinas cada 60 a 90 cm, deben alcanzar unos 75 cm de longitud. Lewis (2000) recomienda que el diámetro de todas las estacas que se clavan en el terreno esté entre 2,5 y 7,5 cm, y que las fajinas incluyan un 20% de madera muerta. Cuando la humedad del suelo no es suficiente para soportar materiales vivos, las fajinas también pueden construirse con tallos de plantas no destinados al enraizamiento. Según Sauli *et al.* (2003), el distanciamiento entre fajinas debe estar entre 1,5 y 2 m, medidos a lo largo de la pendiente. Otras recomendaciones sobre espaciamiento, en función del grado de pendiente, pueden encontrarse en USDA-NRCS (1992) y en COITAPAC (1998). El principal inconveniente de esta técnica es que se requiere una cantidad significativa de material vegetal y se debe planificar muy bien la logística de obtención y construcción, siempre teniendo presente el entorno de la instalación. Habrá lugares donde no sea aplicable por la imposibilidad de obtener todo el material que se necesita. Si los aspectos logísticos quedan bien cubiertos, es una técnica relativamente fácil y rápida de implementar.

**Lechos o escalones de ramas.** La técnica de lechos o escalones de ramas consiste en la implantación en terrenos en pendiente de estacas vivas, a las que se pueden sumar plantas enraizadas (Schiechtel, 1980; COITAPAC, 1998; Sauli *et al.*, 2003). Las plantas enraizadas deben ser resistentes a la caída de derrubios y capaces de emitir raíces adventicias cuando los tallos se cubren de tierra. Los lechos de ramas se colocan sobre pequeñas terrazas (de 50 a 100 cm de anchura) excavadas en el talud (ver imagen más adelante). El





## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBABILIDAD EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

perfil superficial de la terraza deberá tener un ángulo de inclinación de 5-10° en contrapendiente (COITAPAC, 1998). Cada terraza se rellena con la tierra extraída de la terraza inmediatamente superior. El material vegetal se orienta de forma más o menos perpendicular al contorno del talud. Los lechos de ramas llevan a cabo, con efectividad inmediata, un control de la erosión y un refuerzo y estabilización del suelo en taludes (USDA-NRCS, 1992; COITAPAC, 1998), mediante: la reducción de la longitud de la pendiente dividiéndola en segmentos menores; el refuerzo directo del suelo por la presencia de las ramas no enraizadas; el refuerzo del suelo cuando se desarrollan las raíces, impidiendo su desplazamiento o rotura; la retención de los elementos sueltos del talud; la mejora de la infiltración en lugares secos; la facilitación del drenaje en lugares excesivamente húmedos; y la reducción de la infiltración adversa, actuando como drenajes horizontales. Esta técnica se considera más efectiva que la anterior desde el punto de vista del reforzamiento de las capas superficiales de suelo. Sin embargo la pendiente a la que se considera que puede aplicarse no debe sobrepasar los 26-27° de inclinación. Las estacas vivas deben ser de 2 a 3 años de edad, con una longitud tal que sobresalga aproximadamente 10 a 20 cm de la superficie del terreno, una vez rellenada la terraza, y un diámetro de 1,5 a 3 cm (USDA-NRCS, 1992). En COITAPAC (1998) se recomienda que los lechos de estacas vivas contengan unas 10-30 por cada metro lineal, entrecruzadas o dispuestas unas encima de las otras y alternando las ramas de distintos grosores y edades. Cuando se combinan con plantas enraizadas, se recomienda colocar 10 estacas, como mínimo, y entre 1 y 5 plantas enraizadas, por cada metro. El distanciamiento entre escalones debe estar entre 1,5 y 3 m, medidos en la pendiente (Sauli *et al.*, 2003). Otras recomendaciones sobre espaciado, en función del grado de pendiente, pueden encontrarse en USDA-NRCS (1992) y en COITAPAC (1998). Existe una variante conocida como peldaños o escalones de leña en la que se implantan estacas vivas en pequeñas terrazas excavadas en el talud, previa colocación de troncos de madera muerta y un lecho de ramas muertas de coníferas (método de Praxl o *cordonata viva*), que cumplen una función de armadura y drenaje (COITAPAC, 1998; Sauli *et al.*, 2003). Esta técnica es más complicada y costosa. Mucho más interesante, desde el punto de vista de la rehabilitación de instalaciones mineras abandonadas, es la variante que consiste en aplicar los mismos principios de los escalones de ramas a los márgenes exteriores de las tongadas que sirven para construir un relleno (por ejemplo en cabeceras de cárcavas), o un espaldón de sostenimiento, empleando estériles mineros apropiados y tierras (ver imagen más adelante). Esto resulta muy eficaz para reforzar la masa del material de relleno, pudiéndose emplear estacas de mucha mayor longitud (hasta 4 m) con capacidad para emitir raíces adventicias. Normalmente se usan menos unidades por metro lineal (4 a 6), pero manteniendo un espaciado entre las líneas más reducido (30-90 cm), siendo menores cerca de la base del relleno (Gray & Sotir, 1995). Esto es lo mismo que reducir el espesor de las tongadas de relleno, intercalándolas con la colocación de las varas.

**Empalizadas trenzadas.** Son barreras de contención construidas con estacas vivas y varas con capacidad de enraizamiento, que pueden estar acompañadas de piezas de madera muerta. La fórmula descrita en Schiechl (1980) es como sigue. Una serie de estacas de madera muertas, de unos 100 cm de longitud y 3 a 10 cm de diámetro se clavan en la superficie del terreno o en el fondo de surcos abiertos en el contorno de la pendiente hasta dos tercios o más de su longitud. Entre ellas, cada 30 cm se clavan estacas vivas más cortas. El conjunto formado permite entrecruzar varas largas con capacidad de enraizamiento perpendiculares a las primeras, de modo semejante a como se construye una cesta (ver imagen más adelante). Para ello, estas últimas varas deben tener una flexibilidad y una longitud suficiente (120 cm o más). Sauli *et al.* (2003) recomiendan un mínimo de 150 cm de longitud y 3 a 4 cm de diámetro. Lewis (2000), para varas de sauce, considera que el diámetro de estas debe ser 4 a 5 cm y la longitud de 45 a 100 cm. Desde el punto de vista del enraizamiento, es mejor que las varas horizontales queden completamente





GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBABILIDAD EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

enterradas. Sin embargo, desde el punto de vista de la retención de derrubios, hasta que las varas broten, será mejor que queden semienterradas. Cuando se produce el enraizamiento de las varas y estacas vivas, mejora la estabilidad del terreno, aunque a menor profundidad que otras técnicas de bioingeniería de suelos (Schiechtl, 1980; Lewis, 2000; Polster, 2003). La distancia entre las hileras de las empalizadas trenzadas puede variar de 120-200 cm, en función de la pendiente y estabilidad del talud (COITAPAC, 1998). Debido al costo más elevado, en comparación con las técnicas anteriores, se debe usar cuando sea necesario obtener una estabilización superficial inmediata. Estas estructuras se usan en lugares donde las condiciones de humedad del sitio permitan que las estacas vivas enterradas o tapadas con derrubios puedan brotar. En este sentido, son más apropiadas para climas húmedos o zonas de rezumes de humedad, por lo que pueden estar indicadas para los puntos más bajos de presas mineras abandonadas. También por este motivo, pueden no funcionar en materiales gruesos (escombreras). En condiciones secas, conviene anticipar una importante proporción de fallos, lo que se puede conseguir aumentando el número de empalizadas por unidad de superficie, o aumentando la componente inerte y complementando la construcción de las barreras con otras medidas, tales como plantaciones o siembras convencionales, puesto que estas estructuras reducen el ángulo de pendiente, proporcionando una plataforma estable para que se establezca otra vegetación. Si sobresalen del terreno, pueden atrapar rocas y proteger a la vegetación que crece en posiciones más bajas en la pendiente. La capacidad de retención de materiales las hace muy interesantes para el tratamiento de cárcavas activas en instalaciones mineras abandonadas. Lo normal es que las cárcavas que interese tratar sean pequeñas: con una profundidad inferior a un metro y con una cuenca de recepción menor de 5 ha (Pathak *et al.*, 2005). La presencia de cárcavas mayores puede aconsejar una remodelación topográfica. Las actuaciones tradicionales para el control y reparación de cárcavas consisten en la construcción o colocación de pequeñas barreras de contención u obstáculos transversales a la cárcava (de madera, piedra suelta, gaviones, etc.) a fin de disminuir la velocidad del agua y favorecer la sedimentación de las partículas que lleva el agua en suspensión. Hay que decir que muchas de estas fórmulas también admiten la inclusión de plantaciones de estacas vivas. El espaciado de las empalizadas trenzadas en la cárcava dependerá de la inclinación del canal, pero puede oscilar entre 5 y 10 m. En cárcavas anchas, no difieren de las empalizadas trenzadas que se han descrito, situándolas en perpendicular al eje de la cárcava. En cárcavas estrechas, las estacas clavadas deben formar un ángulo en planta, con la parte exterior del mismo apuntando hacia aguas arriba. En todo caso, los extremos exteriores de la empalizada deben quedar ligeramente más elevados que la zona situada cerca de la línea central de la cárcava. La idea es que el centro de la barrera sea más bajo que las alas para evitar que el agua fluya hacia afuera (Polster, 1997). Las barreras pueden ser rellenas con materiales locales. En algunos casos, es útil proporcionar un relleno drenante y protector de piedras o rocas sueltas en el centro de la cárcava, apoyado en las dos caras de la empalizada. También puede interesar prescindir de estacas y ramas vivas en la zona central de la barrera para reducir la oposición al paso del agua cuando broten.

La mayoría de las plantas utilizadas tradicionalmente en proyectos de bioingeniería son pioneras típicas de suelos húmedos, destacando especialmente las salicáceas. Sin embargo, como se ha comprobado, muchas especies de dicha familia se establecen, a veces, en lugares muy alejados de sus óptimos teóricos presentando algunas potencialidades notables, no sólo para la estabilización de terrenos, lo que fue constatado ya en el trabajo de Schiechtl (1980), sino también otras que pueden consultarse en el trabajo de Kuzovkina & Quigley (2005). En la Tabla que se ofrece más abajo, se relacionan una serie de especies autóctonas que pueden ser recomendables para proyectos de bioingeniería. Está basada en Schiechtl (1980), COITAPAC (1998), Bifulco y Rego (2012) y Galán *et al.*, (2003). Aunque no existen referencias que avalen su utilidad en obras de bioingeniería, existen algunas especies autóctonas con importante



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

capacidad de reproducción vegetativa que, entre otras, merecerían ser probadas o estudiadas, como por ejemplo: *Buxus sempervirens*, *Coronilla* sp., *Jasminum fruticans*, *Myrtus communis*, *Olea sylvestris*, *Periploca laevigata* o *Rosa sylvestris*. A estas se podría añadir la naturalizada desde tiempos inmemoriales *Ficus carica*.

Especies	Localización preferente en la Península Ibérica	Preferencias de suelo
<i>Acer campestre</i>	Cornisa cantábrica y Pirineos	Suelos frescos
<i>Alnus glutinosa</i>	Norte, oeste y sierras interiores	Suelos de ribera ácidos
<i>Anagyris foetida</i>	Regiones próximas al litoral mediterráneo y sudatlántico	Suelos secos y pedregosos/Tolera sal y yeso
<i>Asparagus acutifolius</i>	Mitad oriental y sur	Suelos secos
<i>Asparagus albus</i>	Costas de levante y sur	Suelos secos
<i>Atriplex halimus</i>	Sur y levante	Suelos muy secos/Tolera sal y yeso
<i>Berberis vulgaris</i>	Montañas cantábricas	Suelos frescos, pedregosos, calizos
<i>Calycotome spinosa</i>	Regiones próximas al litoral mediterráneo y sudatlántico	Suelos secos, pedregosos y ácidos
<i>Capparis spinosa</i>	Levante y sur	Suelos secos, calizos y margosos, incluso en grietas de roquedos
<i>Cistus monspeliensis</i>	Regiones próximas al litoral mediterráneo y sur	Suelos ácidos, secos, descarnados
<i>Cistus salviifolius</i>	Casi toda la península	Suelos ácidos secos
<i>Clematis vitalba</i>	Mitad norte	Suelos húmedos
<i>Colutea arborescens</i>	Mitad oriental	Suelos pedregosos calizos
<i>Cornus sanguinea</i>	Cordillera Cantábrica, Pirineos, Sistema Central	Lugares frescos y de suelos húmedos
<i>Crataegus monogyna</i>	Toda la Península excepto zonas semiáridas	Todo tipo de suelos
<i>Ephedra fragilis</i>	Sur y este	Suelos ácidos o calizos, pedregosos y algo nitrificados
<i>Euonymus europaeus</i>	Mitad norte	Suelos húmedos
<i>Frangula alnus</i>	Oeste, norte y montañas interiores	Suelos frescos y húmedos
<i>Ligustrum vulgare</i>	Mitad norte	Suelos frescos y calizos
<i>Nerium oleander</i>	Sur y levante	Suelos húmedos
<i>Populus alba</i>	Mitad oriental y meridional	Suelos de ribera
<i>Populus nigra</i>	Toda la península	Suelos de ribera
<i>Prunus padus</i>	Sistemas montañosos	Suelos frescos y húmedos, pero también pedregosos
<i>Rosa canina</i>	Toda la Península	Todo tipo de suelos
<i>Salsola oppositifolia</i>	Levante y sur	Suelos secos y salinos
<i>Salix alba</i>	Toda la península	Suelos de ribera
<i>Salix atrocinerea</i>	Toda la península	Suelos frescos y húmedos
<i>Salix caprea</i>	Sistema central y tercio norte	Suelos de bosque
<i>Salix triandra</i>	Centro y este	Suelos de ribera
<i>Sorbus aucuparia</i>	Sistemas montañosos de la mitad norte	Suelos de ladera frescos y pedregosos
<i>Sorbus aria</i>	Sistemas montañosos	Suelos pedregosos frescos y calizos
<i>Spartium junceum</i>	Zonas próximas al litoral	Suelos profundos y frescos
<i>Tamarix africana</i>	Toda la península menos cornisa cantábrica	Suelos frescos algo salinos
<i>Tamarix canariensis/gallica</i>	Toda la península	Depresiones salinas



## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBABILIDAD EFICAZ PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

Por otra parte, algunos trabajos han buscado una mejor adaptación de este tipo de técnicas en ambientes mediterráneos y terrenos más secos. Por ejemplo, en el sur de Italia algunas plantaciones no fueron ejecutadas como se han descrito habitualmente, sustituyendo estacas vivas por planta enraizada de especies con buena capacidad de emitir raíces adventicias. Las plantas fueron enterradas en una extensión importante del tallo (más de un metro, siempre que fue posible), dejando exteriormente apenas 10 cm. Los tallos enterrados sub-horizontalmente contribuyeron, con efectos inmediatos, a la consolidación del terreno. Este efecto se hizo sentir posteriormente, aún con mayor intensidad, a través del enraizamiento, no sólo del extremo radicular, sino a lo largo del tronco. De esta forma fue posible resolver y superar el problema de los largos períodos de sequía mediterránea, utilizando especies como: *Fraxinus ornus*, *Coronilla emerus*, *Colutea arborescens* y *Ligustrum vulgare* (Bifulco y Rego, 2012).

Esencialmente, las plantas utilizadas en bioingeniería de suelos han de poseer todas o algunas de las características siguientes (COITAPAC, 1998): facultad de colonizar terrenos degradados (especies pioneras); capacidad de emisión de raíces adventicias en tallos enterrados; capacidad de enraizamiento de estacas y ramas; resistencia a la tracción mecánica de las raíces y brotes; resistencia a la caída de piedras; capacidad de cobertura de la superficie, y capacidad de supervivencia en condiciones difíciles. De entre estas, como se ha ido comentando, todos los métodos revisados plantean como parte muy importante de los mismos la plantación de material vegetal leñoso con capacidad de reproducción vegetativa. En este sentido, la vegetación con esa capacidad es el componente más crítico de un sistema de bioingeniería del suelo. Por ello, la vegetación existente y el conocimiento de las comunidades de plantas circundantes pueden informar al diseñador de las limitaciones del proyecto, las oportunidades y otros objetivos, como los ecológicos, a largo plazo. El conocimiento de las posibilidades de obtención de los materiales necesarios en el entorno del proyecto es crucial. También en todos los ejemplos comentados se recomienda la realización de las plantaciones en época invernal, en la que se supone que las plantas madres estarán en fase de parada vegetativa. Esto supone que las diferentes etapas de un proyecto deben planificarse para poder encajar las obras de bioingeniería con las épocas de mayor disponibilidad de plantas o la mejor estación del año para su implantación. Por otro lado, la realización de la recolección del material vegetal debe ser escrupulosamente cuidadosa, y conocida y autorizada por la administración competente.

### EFECTO ESPERADO Y REDUCCIÓN DE RIESGOS

Minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento y de los riesgos derivados de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica. Mejora de la estabilidad de taludes. Indirectamente, en la medida en que se consiga la implantación de una cubierta vegetal, reducción de la generación de efluentes contaminantes.

### MEDIDAS CORRECTORAS COMPLEMENTARIAS

Remodelación topográfica. Enmiendas o aporte de tierras. Acolchado. Siembras y plantaciones. Medidas estructurales complementarias para la contención de terrenos y el control de la erosión.



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
DE CIENCIA, INNOVACIÓN  
Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Instituto Geológico  
y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL  
DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL  
Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

### REFERENCIAS

Bifulco, C. e Rego, F.C. 2012. Seleção de Espécies Lenhosas Adequadas às Técnicas de Engenharia Natural. *Silva Lusitana*, 20(1/2): 15-38.

COITAPAC (Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos Agrícolas y Peritos Agrícolas de Cataluña). 1998. *Normas tecnológicas de Jardinería y Paisajismo NTJ 12S: Técnicas de estabilización de taludes. Obras de bioingeniería*. Barcelona.

Galán Cela, P.R., Gamarra Gamarra, R., y García Viñas, J.I. 2003. *Árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Ed. Jaguar. Madrid.

Gray, D. and Leiser, A.T. 1982. *Biotechnical Slope Protection and Erosion Control*. Krieger Publishing. Malabar, Florida.

Gray, D. and Sotir, R. 1995. *Biotechnical Stabilization of Steepened Slopes*. Prepared for the Transportation Research Board 746th Annual Meeting. Washington, D.C.

Kraebel, C.J. 1936. *Erosion Control on Mountain Roads*. USDA Circular No. 380. Washington, D.C.

Kuzovkina, Y.A., and Quigley, M.F. 2005. Willows Beyond Wetlands: Uses of *Salix* L. Species for Environmental Projects. *Water, Air, & Soil Pollution*, 162(1- 4): 183-204.

Lewis, L. 2000. *Soil Bioengineering: An Alternative for Roadside Management*. United States Department of Agriculture, Forestry Service. Technology and Development Program. San Dimas, California.

Pathak, P., Wani, S.P., and Sudi, R. 2005. *Gully control in SAT watersheds*. Agroecosystems Report no. 15. International Crop Research Institute for the Semi-Arid Tropics. Andhra Pradesh, India.

Polster, D.F. 1997. Restoration of landslides and unstable slopes: Considerations for bioengineering in Interior locations. *21st Annual British Columbia. Mine Reclamation Symposium and the 22nd Annual Canadian Land Reclamation Association Meeting*. September. Cranbrook, British Columbia.

Polster, D.F. 2003. Soil Bioengineering for Slope Stabilization and Site Restoration. In: *Mining and the Environment III*. Laurentian University. Sudbury, Ontario.

Sauli G., Cornellini P., Preti F. 2003. Manuale 2 d'Ingegneria Naturalistica applicabile ai settori delle strade, cave, discariche e coste sabbiose. Assessorato per l'Ambiente Dipartimento Ambiente e Protezione Civile. Regione Lazio.

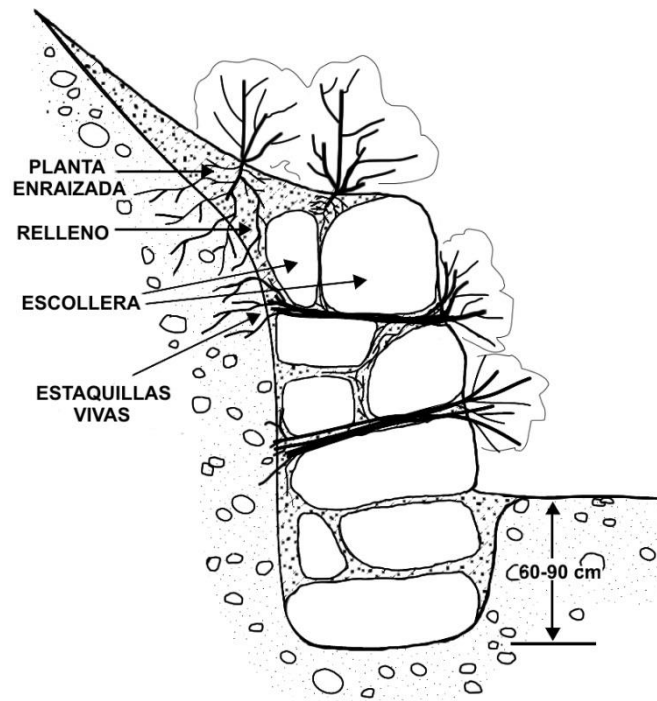
Schiechtl, H. 1980. *Bioengineering for Land Reclamation and Conservation*. The University of Alberta Press. Edmonton, Alberta.

USDA-NRCS. 1992. Chapter 18: *Soil Bioengineering for Upland Slope Protection and Erosion Reduction*. Engineering Field Handbook, Part 650 210-EFH. USDA-NRCS. Washington, D.C.

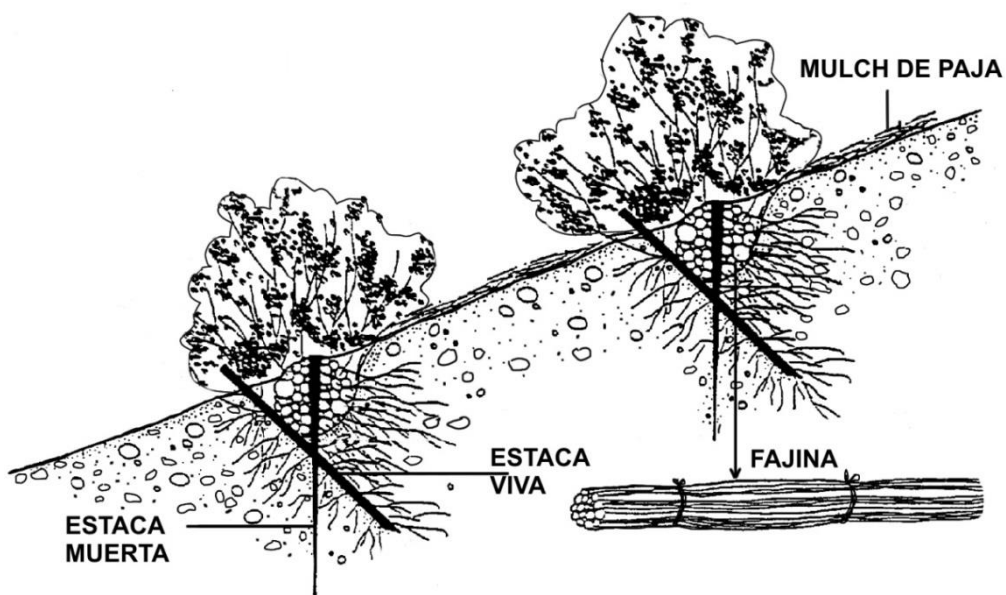


# CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS

## IMÁGENES



Estacas vivas introducidas en los intersticios de un muro de escollera (modificado de USDA-NRCS, 1992)



Esquema que muestra unas fajinas instaladas en una pendiente complementadas con un mulch de paja (modificado de USDA-NRCS, 1992)





GOBIERNO DE ESPAÑA

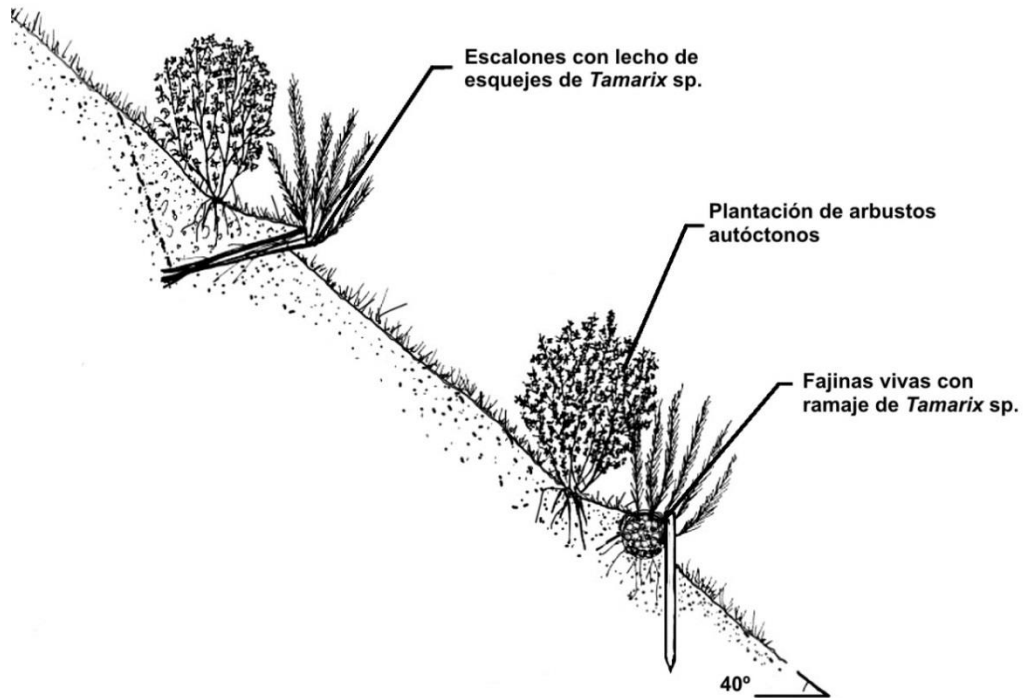
MINISTERIO DE CIENCIA, INNOVACIÓN Y UNIVERSIDADES

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

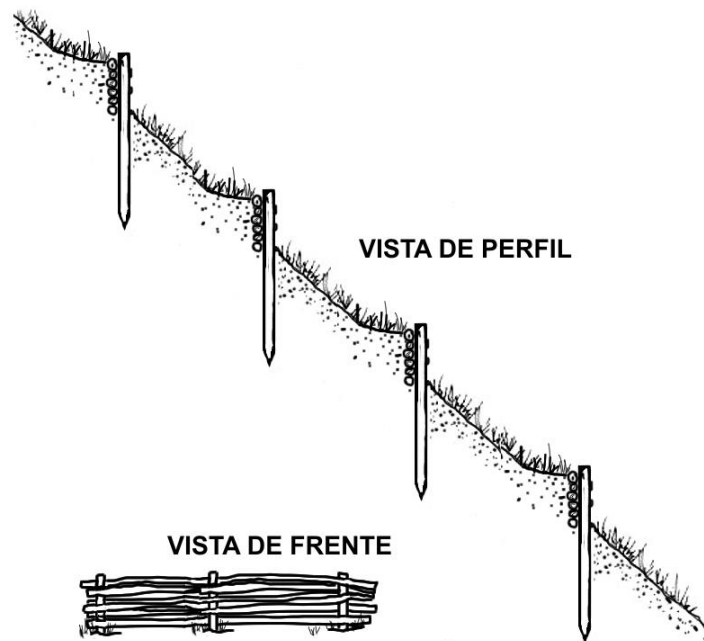
Instituto Geológico y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL Y MEDIO NATURAL

## CATÁLOGO DE MEDIDAS PRÁCTICAS DE PROBADA EFICACIA PARA LA RESTAURACIÓN DE INSTALACIONES DE RESIDUOS MINEROS CERRADAS O ABANDONADAS



Ejemplo de tratamiento con escalones de matorral y fajinas vivas en escombreras de Campo Pisano (Sardinia, Italia). Modificado de Sauli *et al.* (2003).



Esquema de empalizadas trenzadas







MINISTERIO  
DE CIENCIA, INNOVACIÓN  
Y UNIVERSIDADES



Instituto Geológico  
y Minero de España



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA