



**UNIVERSIDADE DA CORUÑA**

Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos  
Departamento de Métodos Matemáticos y de Representación

**TESIS DOCTORAL**

**PROCEDIMIENTO DE ACTUACIÓN  
PARA LA APLICACIÓN DE LA  
DIRECTIVA MARCO DEL AGUA A  
LOS LAGOS ARTIFICIALES  
CREADOS POR LA REHABILITACIÓN  
DE LAS EXPLOTACIONES MINERAS  
A CIELO ABIERTO**

*Mayo 2013*

Autora:

**MARÍA JOSÉ MIJARES COTO**

Directores:

**Dr. Jordi Delgado Martín**  
Catedrático de  
Ingeniería del Terreno

**Dr. Ricardo Juncosa Rivera**  
Profesor Titular de  
Ingeniería del Terreno

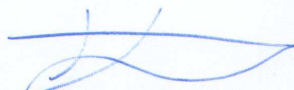


D. **Jordi Delgado Martín**, catedrático de la Universidade da Coruña en el área de Ingeniería del Terreno y D. **Ricardo Juncosa Rivera**, profesor Titular de la Universidade da Coruña,

HACEN CONSTAR QUE:

La memoria "PROCEDIMIENTO DE ACTUACIÓN PARA LA APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA A LOS LAGOS ARTIFICIALES CREADOS POR LA REHABILITACIÓN DE LAS EXPLOTACIONES MINERAS A CIELO ABIERTO" ha sido realizada por Dña. **Maria José Mijares Coto**, bajo nuestra dirección en el Departamento de tecnología de la Construcción, y constituye la Tesis que presenta para optar al Grado de Doctor en Ingeniería Civil de la Universidade da Coruña

La Coruña, 29 de Mayo de 2013



Fdo.: Dr. Jordi delgado Martín



Dr. Ricardo Juncosa Rivera



*A Ismael, por tu amor, ayuda y  
paciencia.*

*A Pelayo, por tu ánimo y apoyo,*

*y a Bárbara, porque ya no me voy a  
poner más con mi tesis.  
Te lo prometo.*



## **ÍNDICE TESIS**

### **AGRADECIMIENTOS**

### **RESUMEN**

### **INTRODUCCIÓN ..... 1**

## **CAPÍTULO I:**

### **CARACTERIZACIÓN DE LOS SISTEMAS LACUSTRES ..... 8**

#### **1. EL CONCEPTO DE LAGO Y LA IMPORTANCIA DE SU FUNCIÓN ..... 9**

#### **2. FACTORES FISIOGRAFICOS DE LOS LAGOS: ORIGEN, FORMA Y DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA ..... 12**

##### **2.1. ORIGEN GEOLÓGICO DE LOS LAGOS Y CUENCAS LACUSTRES..... 12**

##### **2.2. FORMA DE LOS CUERPOS LÍMNICOS..... 16**

###### **2.2.1. MORFOLOGÍA DE LA CUENCA LACUSTRE ..... 17**

###### **2.2.2. MORFOMETRÍA DE LOS LAGOS..... 18**

###### **2.2.3. HIDROLOGÍA DE LA CUENCA LACUSTRE ..... 21**

##### **2.3. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DE LOS LAGOS..... 22**

#### **3. FÍSICA DE LOS SISTEMAS LACUSTRES..... 24**

|   |           |
|---|-----------|
| <b>3.1. ÓPTICA DE LOS SISTEMAS LACUSTRES.....</b>       | <b>24</b> |
| 3.1.1. TRANSMISIÓN: ABSORCIÓN Y DISPERSIÓN.....         | 24        |
| 3.1.2. TRANSPARENCIA.....                               | 26        |
| 3.1.3. IRRADIANCIA.....                                 | 27        |
| 3.1.4. ESTRUCTURA LUMÍNICA DE LAS MASAS LACUSTRES ..... | 28        |
| <b>3.2. CALOR DE LOS SISTEMAS LACUSTRES.....</b>        | <b>30</b> |
| 3.2.1. CICLOS TÉRMICOS.....                             | 31        |
| 3.2.2. ESTABILIDAD Y RESISTENCIA TÉRMICA RELATIVA.....  | 39        |
| 3.2.3. BALANCE TÉRMICO ANUAL.....                       | 41        |
| 3.2.4. MUESTREO Y RESULTADOS.....                       | 42        |
| <b>3.3. CINÉTICA DE LOS SISTEMAS LACUSTRES.....</b>     | <b>43</b> |
| 3.3.1. EL MOVIMIENTO DEL AGUA.....                      | 43        |
| 3.3.2. EL TRANSPORTE TURBULENTO.....                    | 44        |
| 3.3.3. OLAS.....  | 45        |
| 3.3.4. CORRIENTES.....                                  | 47        |
| 3.3.5. EL TIEMPO DE RENOVACIÓN.....                     | 47        |
| <b>4. QUÍMICA DE LOS SISTEMAS LACUSTRES.....</b>        | <b>49</b> |
| <b>4.1. GASES DISUELTOS.....</b>                        | <b>49</b> |
| 4.1.1. EL OXÍGENO.....                                  | 49        |
| 4.1.2. EL CONSUMO DE OXÍGENO.....                       | 50        |
| 4.1.3. EL DIÓXIDO DE CARBONO.....                       | 51        |
| <b>4.2. MATERIAL DISUELTO Y EN SUSPENSIÓN.....</b>      | <b>52</b> |
| 4.2.1. LA TASA DE SEDIMENTACIÓN.....                    | 52        |
| <b>4.3. COMPOSICIÓN IÓNICA.....</b>                     | <b>53</b> |
| 4.3.1. PH.....  | 54        |
| 4.3.2. CATIONES.....                                    | 55        |
| 4.3.2.1. CALCIO.....                                    | 55        |
| 4.3.2.2. MAGNESIO.....                                  | 56        |
| 4.3.2.3. SODIO Y POTASIO.....                           | 56        |
| 4.3.3. ANIONES.....                                     | 56        |
| 4.3.3.1. BICARBONATO Y CARBONATO.....                   | 56        |



|   |           |
|---|-----------|
| 4.3.3.2. SULFATO.....   | 57        |
| 4.3.3.3. CLORURO.....   | 57        |
| 4.3.4. DUREZA.....  | 57        |
| 4.3.5. CONDUCTIVIDAD .....                                    | 58        |
| 4.3.6. BALANCES IÓNICOS .....                                 | 58        |
| <b>4.4. CARBONO.....</b>                                      | <b>59</b> |
| <b>4.5. NITRÓGENO, FÓSFORO Y SÍLICE.....</b>                  | <b>60</b> |
| 4.5.1. NITRÓGENO.....   | 61        |
| 4.5.2. FÓSFORO.....   | 61        |
| 4.5.3. SÍLICE.....  | 62        |
| <b>5. ECOLOGÍA Y BIOLOGÍA DE LOS SISTEMAS LACUSTES .....</b>  | <b>63</b> |
| <b>5.1. EL CONCEPTO DE TROFÍA .....</b>                       | <b>63</b> |
| 5.1.1. LA PRODUCTIVIDAD DE LOS CUERPOS DE AGUA.....           | 63        |
| 5.1.2. LA EUTROFIZACIÓN .....                                 | 64        |
| <b>5.2. FAUNA Y VEGETACIÓN DE LOS SISTEMAS LACUSTRES.....</b> | <b>68</b> |
| 5.2.1. COMUNIDADES DE ORGANISMOS ACUÁTICOS.....               | 69        |
| 5.2.2. ZONIFICACIÓN Y DOMINIOS DEL CICLO LACUSTRE.....        | 71        |
| 5.2.3. EL CICLO LACUSTRE Y LA RED ALIMENTARIA.....            | 74        |
| <b>6. SEDIMENTOLOGÍA DE LOS SISTEMAS LACUSTRES.....</b>       | <b>76</b> |
| <b>6.1. MEDICIÓN Y MUESTREO DEL SEDIMENTO .....</b>           | <b>76</b> |
| <b>6.2. PROPIEDADES FÍSICO QUÍMICAS DEL SEDIMENTO.....</b>    | <b>79</b> |
| <b>7. REFLEXIONES .....</b>                                   | <b>81</b> |
| <b>CAPÍTULO II:</b>   |           |
| <b>MODELIZACIÓN DE LAGOS.....</b>                             | <b>84</b> |

|   |            |
|---|------------|
| <b>1. EL ENFOQUE SISTÉMICO DE LOS MODELOS LACUSTRES Y SUS CONCEPTOS RELEVANTES.....</b> | <b>85</b>  |
| <b>2. MODELOS HIDROLÓGICOS DE LAGOS.....</b>  | <b>88</b>  |
| <b>3. MODELOS DE TRANSFORMACIÓN DE NUTRIENTES EN LAGOS.....</b>                         | <b>92</b>  |
| <b>3.1. EL MODELO DE VOLLENWEIDER .....</b>   | <b>95</b>  |
| <b>3.2. MODELOS MULTIPARAMÉTRICOS DE LA DINÁMICA DEL ECOSISTEMA LACUSTRE.....</b>       | <b>98</b>  |
| <b>4. MODELOS DE CIRCULACIÓN Y TRANSPORTE EN LAGOS .....</b>                            | <b>100</b> |
| <b>5. REFLEXIONES .....</b>   | <b>104</b> |

### **CAPÍTULO III:**

|   |            |
|---|------------|
| <b>LAGOS FINALES MINEROS.....</b>                                   | <b>105</b> |
| <b>1. CARACTERÍSTICAS DE LOS LAGOS MINEROS.....</b>                 | <b>107</b> |
| <b>1.1. CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS .....</b>                      | <b>107</b> |
| <b>1.2. CARACTERÍSTICAS MÍCTICAS .....</b>                          | <b>109</b> |
| <b>1.3. CARACTERÍSTICAS HIDROQUÍMICAS.....</b>                      | <b>113</b> |
| <b>1.4. CARACTERÍSTICAS HIDROBIOLÓGICAS.....</b>                    | <b>120</b> |
| <b>2. TÉCNICAS PARA LA GESTIÓN DE LOS LAGOS MINEROS.....</b>        | <b>123</b> |
| <b>2.1. NEUTRALIZACIÓN QUÍMICA.....</b>                             | <b>124</b> |
| <b>2.2. NEUTRALIZACIÓN BASADA EN LA REDUCCIÓN DE SULFATOS .....</b> | <b>125</b> |
| <b>2.3. MOVILIZACIÓN DE METALES POR EUTROFIZACIÓN ARTIFICIAL..</b>  | <b>126</b> |
| <b>2.4. INTRODUCCIÓN DE AGUAS EXTERNAS.....</b>                     | <b>127</b> |
| <b>2.5. RELLENO CON RESIDUOS .....</b>                              | <b>129</b> |

|   |            |
|---|------------|
| <b>2.6. CREACIÓN DE MEROMIXIS ARTIFICIAL .....</b>  | <b>130</b> |
| <b>3. LAGOS MINEROS EN EL MUNDO.....</b>  | <b>132</b> |
| <b>3.1. LOS LAGO MINEROS DE LA CUENCA LIGNITÍFERA DE LA LUSACIA.....</b>  | <b>133</b> |
| 3.1.1. EL LAGO SENFTENBERGER.....   | 138        |
| 3.1.2. EL LAGO BÄRWALDER.....   | 141        |
| 3.1.3. EL LAGO BERZDORFER .....   | 142        |
| <b>3.2. LAGOS MINEROS EN SUECIA .....</b>   | <b>144</b> |
| 3.2.1. EL LAGO MINERO DE RÄVLIDMYRAN.....   | 145        |
| 3.2.2. EL LAGO MINERO UDDEN .....   | 148        |
| <b>4. LAGOS MINEROS EN ESPAÑA .....</b>   | <b>152</b> |
| <b>4.1. LOS LAGOS MINEROS DE LA FAJA PIRÍTICA.....</b>  | <b>152</b> |
| 4.1.1. EL LAGO MINERO DE AZNALCÓLLAR.....   | 155        |
| 4.1.2. EL LAGO MINERO DE CUEVA DE LA MORA .....   | 157        |
| 4.1.3. LOS LAGOS MINEROS DE FILÓN CENTRO (THARSIS) Y HERRERÍAS.....   | 159        |
| 4.1.4. EL LAGO MINERO CONFESIONARIOS.....   | 160        |
| <b>4.2. LOS LAGOS MINEROS DE LAS CUENCAS LIGNITÍFERAS DEL NOROESTE DE ESPAÑA .....</b>                            | <b>162</b> |
| 4.2.1. EL LAGO MINERO DE MEIRAMA.....   | 163        |
| 4.2.1.1. RECUPERACIÓN DE LA CORTA MINERA: CREACIÓN DE UN LAGO ARTIFICIAL.....                                     | 165        |
| 4.2.1.2. PROCESO DE LLENADO.....  | 165        |
| 4.2.1.3. CARACTERÍSTICAS DEL LAGO. SEGUIMIENTO Y CONTROL.....   | 167        |
| 4.2.2. EL LAGO MINERO DE AS PONTES.....   | 169        |
| 4.2.2.1. RECUPERACIÓN DE LA CORTA MINERA: CREACIÓN DE UN LAGO ARTIFICIAL.....                                     | 170        |
| 4.2.2.2. PROCESO DE LLENADO.....  | 176        |
| 4.2.2.3. CARACTERÍSTICAS DEL LAGO. SEGUIMIENTO Y CONTROL.....   | 178        |
| <b>4.3. LOS HUMEDALES MINEROS DE LAS ARENERAS DE A LIMIA: LA RECUPERACIÓN DE UN HÁBITAT NATURAL PERDIDO .....</b> | <b>181</b> |
| <b>4.4. EL SISTEMA LAGUNAR DE UNA MINA DE CUARZO: LUGAR RED NATURA 2000.....</b>                                  | <b>187</b> |

|   |            |
|---|------------|
| <b>4.5. LA RESPINA: UNA MINA DE TALCO TRANSFORMADA EN LAGO.....</b>                       | <b>190</b> |
| <b>4.6. LA MINA DE REOCÍN: UN MODELO AVANZADO DE SOSTENIBILIDAD TRAS EL ABANDONO.....</b> | <b>193</b> |
| <b>4.7. LAGOS MINEROS EN EXPLOTACIÓN DE CAOLÍN.....</b>                                   | <b>199</b> |
| <b>4.8. LAGO MINERO DE LA CORTA CERVANTES.....</b>  | <b>203</b> |
| <b>5. REFLEXIONES .....</b>   | <b>209</b> |

## **CAPÍTULO IV:**

|  |            |
|--|------------|
| <b>LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA.....</b>  | <b>212</b> |
| <b>1. LA DMA, MÁS QUE UNA NORMA MEDIOAMBIENTAL.....</b>                                      | <b>214</b> |
| <b>2. PRINCIPIOS RECTORES DE LA POLÍTICA DE AGUAS.....</b>                                   | <b>218</b> |
| <b>3. ASPECTOS DESTACADOS DE LA DMA .....</b>  | <b>220</b> |
| <b>3.1. EL CONCEPTO DE MASA DE AGUA.....</b>   | <b>220</b> |
| <b>3.2. EL CONCEPTO DE ESTADO DE LAS AGUAS.....</b>  | <b>221</b> |
| <b>3.3. LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA.....</b>   | <b>227</b> |
| <b>4. LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA EN EL MARCO DE LA DMA .....</b>                           | <b>229</b> |
| <b>4.1. ANÁLISIS DE NO ALCANZAR LOS OBJETIVOS: DIAGNÓSTICO DE LA SITUACIÓN.....</b>          | <b>230</b> |
| <b>4.1.1. ANÁLISIS DE LAS CARACTERÍSTICAS DE LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA .....</b>           | <b>230</b> |
| <b>4.1.1.1. CLASIFICACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS MASAS DE AGUA.....</b>                 | <b>231</b> |
| <b>4.1.1.2. CARACTERIZACIÓN DE LAS MASAS DE AGUA DE LA CATEGORÍA LAGO SEGÚN LA DMA .....</b> | <b>234</b> |
| <b>4.1.2. ANÁLISIS DE PRESIONES E IMPACTOS.....</b>  | <b>236</b> |

|   |            |
|---|------------|
| 4.1.3. ANÁLISIS ECONÓMICO DE LOS USOS DEL AGUA .....                                    | 237        |
| 4.1.4. REGISTRO DE LAS ZONAS PROTEGIDAS .....   | 238        |
| <b>4.2. ESTABLECIMIENTO DEL PROGRAMA DE MEDIDAS<br/>DE CONTROL .....</b>                | <b>239</b> |
| 4.2.1. CONTROL DE LAS MASAS DE AGUA DE LA CATEGORÍA LAGO<br>SEGÚN LA DMA .....          | 240        |
| <b>4.3. PROCESO DE IMPLEMENTACIÓN Y CALENDARIO .....</b>                                | <b>241</b> |
| <b>5. APLICACIÓN DE LA DMA A MASAS DE AGUA DE LA<br/>CATEGORÍA LAGO EN ESPAÑA .....</b> | <b>245</b> |
| 5.1. MASAS DE AGUA NATURALES DE LA CATEGORÍA LAGO .....                                 | 245        |
| 5.2. MASAS DE AGUA ARTIFICIALES DE LA CATEGORÍA LAGO .....                              | 257        |
| <b>6. LOS LAGOS MINEROS DESDE LA PERSPECTIVA DE LA DMA .....</b>                        | <b>260</b> |
| <b>7. REFLEXIONES .....</b>   | <b>264</b> |

## **CAPÍTULO V:**

|  |            |
|--|------------|
| <b>LA GESTIÓN DE LOS LAGOS: LA ADMINISTRACIÓN<br/>HIDRÁULICA ESPAÑOLA .....</b>                        | <b>267</b> |
| <b>1. EVOLUCIÓN DE LA ADMINISTRACIÓN HIDRÁULICA<br/>EN ESPAÑA .....</b>                                | <b>269</b> |
| <b>2. EL CONSEJO NACIONAL DEL AGUA .....</b>   | <b>272</b> |
| <b>3. DEMARCACIONES HIDROGRÁFICAS .....</b>  | <b>274</b> |
| 3.1. DEMARCACIONES HIDROGRÁFICAS INTRACOMUNITARIAS .....   | 274        |
| 3.2. DEMARCACIONES HIDROGRÁFICAS CON CUENCAS<br>INTERCOMUNITARIAS SITUADAS EN TERRITORIO ESPAÑOL ..... | 277        |
| 3.3. DEMARCACIONES CORRESPONDIENTES A CUENCAS<br>HIDROGRÁFICAS COMPARTIDAS CON OTROS PAÍSES .....      | 281        |

|  |            |
|--|------------|
| <b>4. LAS ADMINISTRACIONES HIDRAÚLICAS HIDROGRÁFICAS.....</b>  | <b>285</b> |
| <b>4.1. LAS CONFEDERACIONES HIDROGRÁFICAS.....</b>   | <b>285</b> |
| 4.1.1. ÓRGANOS DE GOBIERNO .....   | 288        |
| 4.1.2. ÓRGANOS DE GESTIÓN.....   | 289        |
| 4.1.3. ÓRGANOS DE PLANIFICACIÓN.....   | 290        |
| 4.1.4. ÓRGANOS DE COOPERACIÓN .....  | 291        |
| <b>4.2. ADMINISTRACIONES HIDRÁULICAS INTRACOMUNITARIAS .....</b>                                       | <b>293</b> |
| 4.2.1. LA ADMINISTRACIÓN HIDRÁULICA DE GALICIA .....   | 293        |
| 4.2.2. LA ADMINISTRACIÓN HIDRÁULICA ANDALUZA.....  | 295        |
| 4.2.3. LA ADMINISTRACIÓN HIDRÁULICA DE CATALUÑA.....   | 297        |
| 4.2.4. LA ADMINISTRACIÓN HIDRÁULICA CANARIA .....  | 297        |
| 4.2.5. LA ADMINISTRACIÓN HIDRÁULICA BALEAR .....   | 300        |
| <b>5. MASAS DE AGUA DE LA CATEGORÍA LAGO EN LAS<br/>    DEMARCAIONES HIDROGRÁFICAS ESPAÑOLAS .....</b> | <b>301</b> |
| <b>6. REFLEXIONES .....</b>  | <b>303</b> |

## **CAPÍTULO VI:**

|   |            |
|---|------------|
| <b>LA PLANIFICACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES.....</b>  | <b>305</b> |
| <b>1. LOS RECURSOS HÍDRICOS Y LOS RECURSOS MINERALES .....</b>                                      | <b>301</b> |
| 1.1. LA IMPORTANCIA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS Y<br>EL RÉGIMEN PARA SU ASIGNACIÓN Y USO .....         | 308        |
| 1.2. LA IMPORTANCIA DE LOS RECURSOS MINERALES Y<br>EL RÉGIMEN PARA SU APROPIACIÓN .....             | 315        |
| <b>2. LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA EN ESPAÑA .....</b>  | <b>320</b> |
| 2.1. LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA CON ANTERIORIDAD<br>A LA DMA .....                                | 321        |
| 2.2. LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA EN EL MARCO DE LA DMA.<br>LOS PLANES HIDROLÓGICOS DE CUENCA ..... | 323        |

|   |            |
|---|------------|
| <b>3. LA PLANIFICACIÓN DE LOS RECURSOS MINERALES.....</b> | <b>331</b> |
| <b>4. LA PLANIFICACIÓN DE LA RESTAURACIÓN MINERA.....</b> | <b>336</b> |
| <b>5. REFLEXIONES.....</b>                                | <b>340</b> |

## **CAPÍTULO VII:**

### **LA FORMACIÓN DE LOS LAGOS MINEROS DESDE EL PUNTO DE VISTA ADMINISTRATIVO..... 343**

|  |            |
|--|------------|
| <b>1. LAS OBRAS HIDRÁULICAS. SU RÉGIMEN JURÍDICO .....</b>   | <b>345</b> |
| <b>2. LOS LAGOS MINEROS. SU RÉGIMEN JURÍDICO.....</b>  | <b>349</b> |
| <b>3. PROCEDIMIENTO ADMINISTRATIVO APLICADO A LA FORMACIÓN DE LAGOS MINEROS: ANÁLISIS DE DOS CASOS PRÁCTICOS .....</b> | <b>352</b> |
| <b>3.1. LA FORMACIÓN DEL LAGO MINERO DE AS PONTES DESDE EL PUNTO DE VISTA ADMINISTRATIVO.....</b>                      | <b>352</b> |
| <b>3.2. LA FORMACIÓN DEL LAGO MINERO DE MEIRAMA DESDE EL PUNTO DE VISTA ADMINISTRATIVO .....</b>                       | <b>362</b> |
| <b>3.3. ANÁLISIS COMPARATIVO DE AMBOS CASOS.....</b>   | <b>374</b> |
| <b>4. REFLEXIONES .....</b>  | <b>377</b> |

## **CAPÍTULO VIII:**

|   |            |
|---|------------|
| <b>PROCEDIMIENTO DE ACTUACIÓN PARA LA APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA A LOS LAGOS ARTIFICIALES CREADOS POR LA REHABILITACIÓN DE EXPLOTACIONES MINERAS A CIELO ABIERTO .....</b> | <b>378</b> |
|---|------------|

|  |            |
|--|------------|
| <b>1. REPARTO DE COMPETENCIAS ENTRE LAS ADMINISTRACIONES PÚBLICAS IMPLICADAS EN LA FORMACIÓN DE LOS LAGOS MINEROS.....</b> | <b>380</b> |
| <b>2. EL PLAN DE RESTAURACIÓN: INSTRUMENTO DE COORDINACIÓN .....</b>   | <b>387</b> |
| <b>3. PROCEDIMIENTO PARA LA FORMACIÓN DE LOS LAGOS MINEROS BAJO LA PERSPECTIVA DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA .....</b>    | <b>387</b> |
| <br>   |            |
| <b><u>CAPÍTULO IX:</u></b>   |            |
| <b>CONCLUSIONES Y APORTACIONES DE LA PRESENTE INVESTIGACIÓN .....</b>  | <b>391</b> |
| <br>   |            |
| <b>REFERENCIAS.....</b>  | <b>403</b> |



## ÍNDICE TABLAS

|                  |   |            |
|------------------|---|------------|
| <b>Tabla 1.</b>  | <i>Diferentes tipos de lagos en función del origen de su cuenca de sedimentación. Elaboración propia a partir de ilustraciones de C. Gómez (Turri, 2009) .....</i>                  | <b>16</b>  |
| <b>Tabla 2.</b>  | <i>Parámetros morfométricos de las cuencas lacustres.....</i>   | <b>20</b>  |
| <b>Tabla 3.</b>  | <i>Dimensiones y ubicación de distintos lagos (Chang, 2005) .....</i>   | <b>23</b>  |
| <b>Tabla 4.</b>  | <i>Lagos naturales meromícticos y mecanismo de su creación .....</i>  | <b>38</b>  |
| <b>Tabla 5.</b>  | <i>Valores de TSI en función de la transparencia del Disco de Secchi, de la concentración de fósforo total y de la concentración de clorofila en superficie .....</i>               | <b>66</b>  |
| <b>Tabla 6.</b>  | <i>Clasificación del estado trófico de los lagos en función de los valores del TSI .....</i>  | <b>66</b>  |
| <b>Tabla 7.</b>  | <i>Clasificación del grado de trofia de un cuerpo de agua para los diferentes estados tróficos y los diferentes valores de clorofila, transparencia y fósforo (OCDE, 1982).....</i> | <b>67</b>  |
| <b>Tabla 8.</b>  | <i>Clasificación ecológica de los organismos acuáticos .....</i>  | <b>69</b>  |
| <b>Tabla 9.</b>  | <i>Clasificación directa del sedimento según Naumann.....</i>   | <b>78</b>  |
| <b>Tabla 10.</b> | <i>Características de orden estructural y funcional de los modelos de enfoque sistémico (Cañón, 2001) .....</i>   | <b>78</b>  |
| <b>Tabla 11.</b> | <i>Modelos de transporte y circulación según el rango espacial (Jolánki, 1992) .....</i>  | <b>102</b> |
| <b>Tabla 12:</b> | <i>Variación del agua del lago con la profundidad. Berkeley Pit, Butte, MT (Davis y Ashenberg, 1989, Doyle y Runnells, 1997).....</i>   | <b>108</b> |
| <b>Tabla 13.</b> | <i>Variación del agua del lago con la profundidad. Sumer Camp Pit, Getchell, NV junio 1996 (Gannon et al., 1996).....</i>   | <b>109</b> |
| <b>Tabla 14.</b> | <i>Lagos mineros meromícticos (Boehrer y Schultze, 2006).....</i>   | <b>112</b> |
| <b>Tabla 15.</b> | <i>Principales parámetros morfométricos a considerar en lagos mineros.....</i>  | <b>120</b> |
| <b>Tabla 16.</b> | <i>Principales magnitudes paramétricas a considerar en lagos mineros .....</i>  | <b>121</b> |
| <b>Tabla 17.</b> | <i>Fórmulas de cálculo de las principales magnitudes paramétricas a considerar en lagos mineros.....</i>  | <b>121</b> |

|                  |   |            |
|------------------|---|------------|
| <b>Tabla 18.</b> | <i>Lagos mineros llenados con aguas por diferentes procesos .....</i>   | <b>129</b> |
| <b>Tabla 19.</b> | <i>Lagos mineros con relleno de residuos (Backfilling) .....</i>  | <b>130</b> |
| <b>Tabla 20.</b> | <i>Evolución de la producción y plantilla en las cuencas lignitíferas de Alemania.....</i>  | <b>134</b> |
| <b>Tabla 21.</b> | <i>Desarrollo del proceso de llenado en los lagos mineros de la Lusacia (Höhner, 2004).....</i>   | <b>138</b> |
| <b>Tabla 22.</b> | <i>Características del lago Senftenberger .....</i>   | <b>140</b> |
| <b>Tabla 23.</b> | <i>Características del lago Bärwalder.....</i>  | <b>141</b> |
| <b>Tabla 24.</b> | <i>Datos morfométricos de lagos mineros de la Faja Pirítica Ibérica (Sánchez-España et al., 2009).....</i>  | <b>155</b> |
| <b>Tabla 25.</b> | <i>Química del agua en el lago minero de Aznalcóllar entre 2002 y 2005: parámetros seleccionados, concentraciones totales en mg/l, excepto pH (Schultze et al., 2006).....</i>  | <b>157</b> |
| <b>Tabla 26.</b> | <i>Características de la escombrera exterior de las minas de As Pontes y Meirama.....</i>   | <b>163</b> |
| <b>Tabla 27.</b> | <i>Características de las infraestructuras hidráulicas para la descarga de diversos cauces al lago de As Pontes (Rivas, 2004).....</i>  | <b>174</b> |
| <b>Tabla 28.</b> | <i>Diferentes escenarios de llenado considerados para el pronóstico de la calidad química del agua del lago minero de As Pontes (Vattenfall, 2003) .....</i>  | <b>177</b> |
| <b>Tabla 29.</b> | <i>Valores de pH y concentraciones de manganeso, sulfatos, hierro y aluminio al comienzo (cifras negras) y a la finalización (cifras azules) del periodo de llenado para los escenarios de la opción 3 (Vattenfall, 2003) .....</i> | <b>177</b> |
| <b>Tabla 30.</b> | <i>Calidad del agua en superficie y profundidad del lago minero de As Pontes a 23 de diciembre de 2011 (ENDESA, 2012).....</i>  | <b>179</b> |
| <b>Tabla 31.</b> | <i>Resumen histórico mina de Reocín (Alonso y Fernández, 2006).....</i>   | <b>194</b> |
| <b>Tabla 32.</b> | <i>Volúmenes excavados hasta la cota +60 m (Alonso y Fernández, 2006) .....</i>   | <b>194</b> |
| <b>Tabla 33.</b> | <i>Zonas de actuación mediambiental en la mina de Reocín (Fernando et al., 2009).....</i>   | <b>196</b> |
| <b>Tabla 34.</b> | <i>Sustancias peligrosas según la DMA. Lista I.....</i>   | <b>224</b> |
| <b>Tabla 35.</b> | <i>Sustancias peligrosas. Lista II Preferente y Prioritaria .....</i>   | <b>226</b> |
| <b>Tabla 36.</b> | <i>Clasificación del estado ecológico .....</i>   | <b>233</b> |
| <b>Tabla 37.</b> | <i>Código de colores para la clasificación del potencial ecológico de las masas de agua artificiales .....</i>  | <b>234</b> |

|                  |  |            |
|------------------|--|------------|
| <b>Tabla 38.</b> | <i>Código de colores para la clasificación del estado químico.....</i>   | <b>234</b> |
| <b>Tabla 39.</b> | <i>Regiones ecológicas y tipologías de las masas de agua de la categoría lago según el sistema A. ....</i>   | <b>235</b> |
| <b>Tabla 40.</b> | <i>Factores de caracterización de las masas de agua de la categoría lago según el sistema B.....</i>   | <b>235</b> |
| <b>Tabla 41.</b> | <i>Indicadores de calidad para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua de categoría lago.....</i>   | <b>236</b> |
| <b>Tabla 42.</b> | <i>Periodicidad para los controles de vigilancia de las masas de agua de la categoría lago.....</i>  | <b>241</b> |
| <b>Tabla 43.</b> | <i>Calendario para la implantación de la DMA.....</i>  | <b>242</b> |
| <b>Tabla 44.</b> | <i>Variables empleadas en la propuesta de tipologías de lagos mediante el sistema B .....</i>  | <b>247</b> |
| <b>Tabla 45.</b> | <i>Valores y rangos de las variables que definen la tipología de lago.....</i>   | <b>251</b> |
| <b>Tabla 46.</b> | <i>Métricas propuestas para la evaluación de indicadores hidromorfológicos en lagos.....</i>   | <b>253</b> |
| <b>Tabla 47.</b> | <i>Métricas propuestas para la evaluación de indicadores físico-químicos en lagos.....</i>   | <b>253</b> |
| <b>Tabla 48.</b> | <i>Tipos de masas de agua muy modificadas y artificiales asimilables a lagos o lénticas.....</i>   | <b>258</b> |
| <b>Tabla 49.</b> | <i>Valores y rangos de las variables que definen la tipología de lagos artificiales .....</i>  | <b>259</b> |
| <b>Tabla 50.</b> | <i>Clasificación de lagos mineros basada en la química del agua y colonización planctónica con propuesta de lagos de referencia (Nixdorf et al., 2005) .....</i>                                 | <b>262</b> |
| <b>Tabla 51.</b> | <i>Confederaciones Hidrográficas españolas .....</i>   | <b>288</b> |
| <b>Tabla 52.</b> | <i>Composición del Comité de Autoridades Competentes por Demarcación Hidrográfica .....</i>  | <b>292</b> |
| <b>Tabla 53.</b> | <i>Demarcaciones Hidrográficas de lagos mineros.....</i>   | <b>302</b> |
| <b>Tabla 54.</b> | <i>Aplicaciones de algunos minerales industriales. Fuente: European Minerals Yearbook 1996-1997; EULA; K+S-Schätzung: the Industrial Minerals Association website (García Cortés, 2006).....</i> | <b>318</b> |
| <b>Tabla 55.</b> | <i>Usos de algunos metales. Fuente: European Minerals (García Cortés, 2006).....</i>   | <b>319</b> |

|                  |   |            |
|------------------|---|------------|
| <b>Tabla 56.</b> | <i>Clasificación de los minerales y características más significativas de las industrias correspondientes (Plá, 1994).....</i>  | <b>335</b> |
| <b>Tabla 57.</b> | <i>Tipos de obra hidráulica y su finalidad .....</i>  | <b>345</b> |
| <b>Tabla 58.</b> | <i>Definición de los tipos de obra hidráulica según el Real Decreto 9/2008, de 11 de enero.....</i>   | <b>348</b> |
| <b>Tabla 59.</b> | <i>Límites de calidad del vertido de las aguas residuales por rebose del lago minero de As Pontes al río Carracedo .....</i>  | <b>358</b> |
| <b>Tabla 60.</b> | <i>Parámetros para la definición del estado cero de las aguas superficiales y subterráneas antes de iniciar el proceso de llenado del lago minero de As Pontes .....</i>  | <b>360</b> |
| <b>Tabla 61.</b> | <i>Límites de calidad del vertido de las aguas residuales por rebose del lago minero de Meirama al río Barcés .....</i>   | <b>370</b> |
| <b>Tabla 62.</b> | <i>Parámetros para la definición del estado cero de las aguas superficiales antes de iniciar el proceso de llenado del lago minero de Meirama.....</i>  | <b>372</b> |
| <b>Tabla 63.</b> | <i>Proceso de formulación, autorización, puesta en marcha y finalización del Plan de Restauración para la aplicación de la DMA a los lagos artificiales creados por la rehabilitación de las explotaciones mineras a cielo abierto.....</i> | <b>390</b> |

## ÍNDICE FIGURAS

|                   |   |           |
|-------------------|---|-----------|
| <b>Figura 1.</b>  | <i>Diagrama de Rawson de las interacciones que se desarrollan en lagos y reservorios (Cole, 1975) .....</i>   | <b>10</b> |
| <b>Figura 2.</b>  | <i>Batimetría del lago minero de Aznalcóllar, realizada por el IGME en marzo de 2005 (IGME, 2005) .....</i>   | <b>18</b> |
| <b>Figura 3.</b>  | <i>Disco de Secchi .....</i>  | <b>26</b> |
| <b>Figura 4.</b>  | <i>Penetración de la luz en los cuerpos de agua (ehec. Universidad de Santiago de Compostela) .....</i>   | <b>29</b> |
| <b>Figura 5.</b>  | <i>Estructura luminosa de las masas lacustres: dominios lumínicos (ehec. Universidad de Santiago de Compostela) .....</i>   | <b>30</b> |
| <b>Figura 6.</b>  | <i>Estructura de una masa de agua estratificada (Delgado et al., 2008b) .....</i>   | <b>31</b> |
| <b>Figura 7.</b>  | <i>Perfiles de concentración de oxígeno para un lago con dos inversiones anuales de la masa estratificada en función de la estacionalidad (Delgado et al., 2008b) .....</i>                         | <b>33</b> |
| <b>Figura 8.</b>  | <i>Pauta general de comportamiento de un lago estratificado típico de regiones templadas que sufre dos procesos de mezcla completa a lo largo del año (dimíctico) (Delgado et al., 2008b) .....</i> | <b>35</b> |
| <b>Figura 9.</b>  | <i>Distribución global de los lagos térmicos en relación con la latitud y la altura. Figura modificada de Wetzel (1983) .....</i>   | <b>37</b> |
| <b>Figura 10.</b> | <i>Sección transversal de un lago meromíctico con estratificación térmica en el mixolimniom y perfiles de temperatura, salinidad y pH (Boehrer y Schultze, 2006) .....</i>                          | <b>38</b> |
| <b>Figura 11.</b> | <i>Estabilidad (S) de los 30 metros superficiales del lago minero de Meirama en función del tiempo (Delgado et al, 2011b) .....</i>   | <b>40</b> |
| <b>Figura 12.</b> | <i>Cambios físicos, químicos y biológicos en la calidad del agua, causados por el proceso de eutrofización .....</i>  | <b>65</b> |
| <b>Figura 13.</b> | <i>Clasificación trófica de los lagos basada en la fuente de carbono primario. Figura modificada de Häkanson y Jansson (1983) .....</i>   | <b>67</b> |
| <b>Figura 14.</b> | <i>Esquema de clasificación ecológica de organismos de agua dulce (Marcano, 2005) .....</i>   | <b>70</b> |
| <b>Figura 15.</b> | <i>Zonificación típica de un lago de zonas templadas en función del alcance de la iluminación solar (Delgado et al., 2008b) .....</i>   | <b>72</b> |

|                   |  |            |
|-------------------|--|------------|
| <b>Figura 16.</b> | <i>Zonificación típica de un lago de zonas templadas en función del desarrollo de distintos tipos de especies vegetales (Delgado et al., 2008b).....</i> | <b>73</b>  |
| <b>Figura 17.</b> | <i>Draga Ekman .....</i>   | <b>77</b>  |
| <b>Figura 18.</b> | <i>Modelo conceptual de los procesos hidrológicos e hidroquímicos de un lago minero. Figura modificada de Golder Associates Ltd. (2002) .....</i>        | <b>89</b>  |
| <b>Figura 19.</b> | <i>Balance químico de masas en un lago minero (Rolland 2004).....</i>  | <b>90</b>  |
| <b>Figura 20.</b> | <i>Esquema de los procesos que ocurren en un lago (Jolánkai, 1992).....</i>  | <b>93</b>  |
| <b>Figura 21.</b> | <i>Relación gráfica típica en el método de Vollenweider (Jolánkai, 1992).....</i>  | <b>97</b>  |
| <b>Figura 22.</b> | <i>Principales tampones geoquímicos presentes en lagos mineros en función del pH y la acidez (Nixdorf et al., 2005).....</i>                             | <b>115</b> |
| <b>Figura 23.</b> | <i>Procesos eficaces de calidad en el lago final de mina según W. Uhlmann (Rolland, 2004) .....</i>  | <b>116</b> |
| <b>Figura 24.</b> | <i>Metodología del pronóstico de calidad, modificado según Lua (1995).....</i>   | <b>119</b> |
| <b>Figura 25.</b> | <i>Planteamiento en relación con la configuración de un lago final minero (Rolland, 2004) .....</i>  | <b>122</b> |
| <b>Figura 26.</b> | <i>Proceso de llenado con aguas externas (Rolland, 2004).....</i>  | <b>128</b> |
| <b>Figura 27.</b> | <i>Esquema de explotación de las minas de la Lusacia (Alemania) (Höhna, 2004).....</i>   | <b>134</b> |
| <b>Figura 28.</b> | <i>Explotación de la mina de Cottbus Norte en la Lusacia (Alemania).....</i>   | <b>135</b> |
| <b>Figura 29.</b> | <i>Conceptos de llenado y aprovechamiento en la cuenca de la Lusacia (Alemania), modificado de Stuba, 2001 (Höhna, 2004) .....</i>                       | <b>137</b> |
| <b>Figura 30.</b> | <i>Foto aérea del sistema hidrológico de los lagos mineros de la Lusacia.....</i>  | <b>140</b> |
| <b>Figura 31.</b> | <i>Detalle del lago Senftenberger .....</i>  | <b>141</b> |
| <b>Figura 32.</b> | <i>Detalle del lago Bärwalder.....</i>   | <b>142</b> |
| <b>Figura 33.</b> | <i>Características del lago Berzdorfer .....</i>   | <b>143</b> |
| <b>Figura 34.</b> | <i>Mapa de la localización de la mina Rävliidmyran (Lu, 2002) .....</i>  | <b>146</b> |
| <b>Figura 35.</b> | <i>Lago Rävliidmyran (Lu, 2002).....</i>   | <b>148</b> |
| <b>Figura 36.</b> | <i>Mapa de localización de la mina Udden (Lu, 2002).....</i>   | <b>149</b> |
| <b>Figura 37.</b> | <i>Lago Udden en octubre de 2001.....</i>  | <b>151</b> |

|                   |  |            |
|-------------------|--|------------|
| <b>Figura 38.</b> | <i>Curva de llenado del lago minero de Meirama (Delgado et al., 2010).....</i>   | <b>166</b> |
| <b>Figura 39.</b> | <i>Evolución de la temperatura, <math>CE_{25}</math>, Sat <math>O_2</math> y pH en el lago minero de Meirama (Delgado et al., 2010).....</i> | <b>168</b> |
| <b>Figura 40.</b> | <i>Evolución térmica en el lago minero de Meirama (Fernández et al., 2011b).....</i>   | <b>169</b> |
| <b>Figura 41.</b> | <i>Sistema de llenado del lago minero de As Pontes (Menéndez et al., 2009).....</i>  | <b>172</b> |
| <b>Figura 42.</b> | <i>Descarga del río Illade en el lago minero de As Pontes .....</i>  | <b>173</b> |
| <b>Figura 43.</b> | <i>Sistema hidrológico final del lago minero de As Pontes (Rivas, 2004).....</i>   | <b>175</b> |
| <b>Figura 44.</b> | <i>Calidad del agua en profundidad del lago minero de As Pontes a 23 de diciembre de 2011 (ENDESA, 2012).....</i>                            | <b>179</b> |
| <b>Figura 45.</b> | <i>Foto aérea del lago As Pontes, diciembre de 2011 (ENDESA, 2012) .....</i>   | <b>180</b> |
| <b>Figura 46.</b> | <i>Vista aérea de explotaciones de arena de A Limia.....</i>   | <b>181</b> |
| <b>Figura 47.</b> | <i>Recuperación de una arenera en A Limia .....</i>  | <b>185</b> |
| <b>Figura 48.</b> | <i>Cráter de una explotación en Begonte y su restauración (A Coruña) .....</i>   | <b>189</b> |
| <b>Figura 49.</b> | <i>Ortofografía aérea de la mina La Respina, en la que se delimita los límites del hueco abierto y del lago (Sena et al., 2009) .....</i>    | <b>191</b> |
| <b>Figura 50.</b> | <i>Planta depuradora utilizada para tratar el agua de mina de Reocín antes de su vertido al río Besaya (Alonso y Fernández, 2006).....</i>   | <b>196</b> |
| <b>Figura 51.</b> | <i>Panorámica del hueco minero de la mina de Reocín (Alonso y Fernández, 2006).....</i>  | <b>198</b> |
| <b>Figura 52.</b> | <i>Vista tridimensional de los lagos mineros de las cortas Vilariño (Juncosa et al., 2008c).....</i>   | <b>199</b> |
| <b>Figura 53.</b> | <i>Vista tridimensional de la cuenca del río Castro (Juncosa et al., 2008c).....</i>   | <b>200</b> |
| <b>Figura 54.</b> | <i>Muestra de la integración de la restauración en el paisaje (Juncosa et al., 2008c).....</i>   | <b>201</b> |
| <b>Figura 55.</b> | <i>Resumen de resultados de los análisis sobre croquis de ubicación de los lagos (Juncosa et al., 2008c).....</i>                            | <b>202</b> |
| <b>Figura 56.</b> | <i>Situación de las Cortas Mineras, del arroyo La Parrilla y del Río Guadiato (Delgado y Juncosa, 2010).....</i>                             | <b>203</b> |

|                   |   |            |
|-------------------|---|------------|
| <b>Figura 57.</b> | <i>Resultados de los valores medios de las componentes del modelo (Juncosa y Delgado, 2010b).....</i>   | <b>205</b> |
| <b>Figura 58.</b> | <i>Esquema del balance hídrico en el hueco ESTE (Delgado y Juncosa, 2010).....</i>  | <b>206</b> |
| <b>Figura 59.</b> | <i>Esquema del funcionamiento global del sistema (Delgado y Juncosa, 2010).....</i>   | <b>206</b> |
| <b>Figura 60.</b> | <i>Resumen de modelo conceptual de los procesos hidrológicos e hidroquímicos para evaluar la evolución de la calidad química de las aguas del lago (Delgado y Juncosa, 2010).....</i>       | <b>207</b> |
| <b>Figura 61.</b> | <i>Corta Cervantes en septiembre de 2010 (Juncosa y Delgado, 2010b) .....</i>   | <b>208</b> |
| <b>Figura 62.</b> | <i>Estructura del articulado de la DMA (Mijares, 2008).....</i>   | <b>216</b> |
| <b>Figura 63.</b> | <i>Demarcaciones Hidrográficas de Europa.....</i>   | <b>228</b> |
| <b>Figura 64.</b> | <i>Planificación hidrológica según la DMA (Hernández-Mora et al., 2010) .....</i>   | <b>229</b> |
| <b>Figura 65.</b> | <i>Tipos de lagos de alta y media montaña (Martínez et al., 2010) .....</i>   | <b>248</b> |
| <b>Figura 66.</b> | <i>Tipos de lagos Cársticos (Martínez et al., 2010).....</i>  | <b>249</b> |
| <b>Figura 67.</b> | <i>Tipos de lagunas interiores en cuenca de sedimentación (Martínez et al., 2010) .....</i>   | <b>249</b> |
| <b>Figura 68.</b> | <i>Tipos de lagunas litorales (Martínez et al., 2010).....</i>  | <b>250</b> |
| <b>Figura 69.</b> | <i>Opciones para el establecimiento de condiciones de referencia (Working Group 2.3.- REFCOND 2005).....</i>  | <b>254</b> |
| <b>Figura 70.</b> | <i>Propuesta de condiciones de referencia y valores frontera entre clases del estado ecológico para la métrica "concentración de clorofila-a" para lagos de montaña (CEDEX, 2009) .....</i> | <b>255</b> |
| <b>Figura 71.</b> | <i>Metodología para la clasificación del estado ecológico de los ecotipos de la categoría lago (CEDEX, 2009) .....</i>  | <b>256</b> |
| <b>Figura 72.</b> | <i>La Administración del agua en España con anterioridad a su adaptación a la DMA.....</i>  | <b>271</b> |
| <b>Figura 73.</b> | <i>La Administración del agua en España con posterioridad a su adaptación a la DMA.....</i>   | <b>271</b> |
| <b>Figura 74.</b> | <i>Esquema organizativo del organismo autónomo Augas de Galicia (Augas de Galicia) .....</i>  | <b>295</b> |
| <b>Figura 75.</b> | <i>Distribución de masas de agua de la categoría lago por Demarcaciones Hidrográficas (Martínez et al., 2010).....</i>  | <b>301</b> |



|                   |  |            |
|-------------------|--|------------|
| <b>Figura 76.</b> | <i>El ciclo del agua o ciclo hidrológico simplificado.....</i>   | <b>309</b> |
| <b>Figura 77.</b> | <i>Estructuración temporal en la gestión de las aguas en paisajes<br/>postmineros. Caso alemán.....</i>  | <b>351</b> |
| <b>Figura 78.</b> | <i>Distribución de competencias sobre los huecos mineros inundados.....</i>  | <b>381</b> |
| <b>Figura 79.</b> | <i>Estructura temporal de responsabilidades sobre los huecos<br/>mineros inundados .....</i>   | <b>382</b> |
| <b>Figura 80.</b> | <i>Planteamiento del Plan de Restauración como instrumento coordinador<br/>en la aplicación de la DMA a los huecos mineros inundados .....</i> | <b>384</b> |
| <b>Figura 81.</b> | <i>Contenido del Plan de Restauración como instrumento coordinador en<br/>la aplicación de la DMA a los huecos mineros inundados .....</i>     | <b>385</b> |



# AGRADECIMIENTOS

Quiero empezar estas líneas expresando mi más profundo agradecimiento a los dos directores de esta investigación, D. Jordi Delgado Martín, Catedrático del Departamento de Ingeniería y Morfología del Terreno, y D. Ricardo Juncosa Rivera, profesor titular del mismo Departamento, de la E.T.S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad de A Coruña. Ello responde no solamente a la dedicación y al interés que han mostrado en la elaboración de esta tesis doctoral, sino también por sus consejos, por sus opiniones, por sus correcciones, así como por el trato y apoyo que siempre me han dispensado, en relación tanto a este trabajo como a mi labor docente profesional.

No sería justo dejar de expresar, también, mi reconocimiento al personal del Departamento de Explotación de Minas de la E.T.S. de Ingenieros de Minas de Vigo, en particular a D. Javier Taboada Castro, Catedrático de dicho Departamento, donde realicé los cursos de doctorado y obtuve la suficiencia investigadora.

También quiero mostrar mi gratitud a D. Francisco Aréchaga Rodríguez, director general territorial noroeste Grupo ENDESA, a D. Miguel Angel Arias Arias, director general de LIGNITOS DE MEIRAMA, S. A., a D. José Luis Martínez Embil, director general de EXPLOTACIÓN DE ROCAS INDUSTRIALES Y MINERALES, S. A., y a D. Jesús Pais Tuñón, director general de CAOLINES DE VIMIANZO, S.A., así como a los directores de las minas de As Pontes y de Meirama, D. José Antonio Menéndez Lolo y D. Roberto González Philipon. A todos ellos les conozco por mi actividad profesional en la Administración Minera y a todos ellos les agradezco el conocimiento que me han transmitido, la documentación facilitada y el permiso para utilizar los datos y experiencias que han obtenido a lo largo del tiempo.

Asimismo, he de manifestar que esta tesis ha sido desarrollada en el contexto del Proyecto 10MDS008CT (INCITE) de la Xunta de Galicia.

Quiero dar las gracias, también, a Dña Paula Caamaño Dominguez, mi querida Paula, por su ayuda en las traducciones y encuadernaciones.

No puedo olvidar tampoco a mi padre, D. José Fernando Mijares Álvarez, por sus valiosas traducciones del alemán y por leer atentamente el borrador definitivo y hacerme las correcciones precisas para que sea un trabajo perfecto; y a mi madre, Raquel, por cuidar de mis hijos cuando yo me dedicaba a este trabajo. A ellos debo mucho de lo que soy.

Y por supuesto, no puedo dejar de mencionar a Ismael, mi marido, que es mi equipo, mi motor y mi impulso. Él me ha ayudado en la edición del documento. Sin su apoyo incondicional, su ánimo constante y su paciencia infinita no hubiera sido capaz de terminar este trabajo.

Por último, quiero agradecerme a mí misma todo el empeño, entusiasmo, dedicación, tenacidad y tiempo empleados durante estos años. Sin ellos, esta tesis doctoral no sería una realidad.

## RESUMEN

Las características particulares de las grandes explotaciones a cielo abierto de la minería metálica y de la minería del carbón, que originan huecos de grandes dimensiones, hacen que la única opción, viable, razonable y sostenible de rehabilitación del espacio directamente afectado por la excavación sea su inundación, dando lugar a los llamados "lagos de mina". Esta solución no está exenta, en principio, de complicaciones; sin embargo, hay que destacar que actualmente se conocen diferentes métodos y técnicas de tratamiento para controlar y mejorar la calidad de las aguas de estas masas, lo que hace que la transformación de los huecos de explotación en lagos ofrezca la oportunidad de poner en valor el paisaje minero a través de nuevas opciones de uso sostenible del suelo.

El objeto del presente trabajo, que se presenta como tesis doctoral, es demostrar que la formación de lagos mineros no es sólo una solución ambiental eficaz y óptima para la restauración de las explotaciones a cielo abierto, sino que además constituye una solución a otras problemáticas de la ordenación del territorio, en particular la relativa a la gestión de los recursos hídricos y la planificación hidrológica, poniendo de manifiesto la importancia del plan de restauración del espacio afectado por las actividades mineras como instrumento jurídico preventivo de gestión sostenible y planificación del territorio a corto y largo plazo, integrado de manera efectiva en el sistema de planes ambientales que ordenan de manera directa el uso del suelo.

En este estudio se ha realizado un examen directo de los aspectos científicos, tecnológicos, administrativos, jurídicos y sociales relacionados con la formación de lagos mineros para concluir definiendo el marco de actuación y las bases adecuadas con las que mejorar la creación sostenible, la regeneración efectiva y el uso futuro a largo plazo de estas masas de agua artificiales, sujetas a la aplicación de la Directiva Marco del Agua.



## SUMMARY

The particular characteristics of the big developments to sky opened of the metallic mining industry and of the mining industry of the coal, which there originate hollows of big dimensions, do that the only option, viable, reasonable and sustainable of rehabilitation of the space directly affected by the excavation it is his flood, giving place to so called "lakes of mine". This solution is not exempt, at first, from complications; nevertheless, it is necessary to emphasize that nowadays different methods and technologies of treatment are known to control and to improve the quality of the waters of these masses, which does that the transformation of the hollows of exploitation in lakes offers the opportunity to put in value the mining landscape across new options of sustainable use of the soil.

The object of the present work, which one presents as doctoral thesis, is to demonstrate that the formation of mining lakes is not only an environmental effective and ideal solution for the restoration of the developments to opened sky, but in addition a solution constitutes problematic others of the land management, especially the relative one to the management of the water resources and the hydrological planning, revealing the importance of the plan of restoration of the space affected by the mining activities as juridical preventive instrument of sustainable management and planning of the territory in the short and long term, integrated in an effective way in the system of environmental plans that arrange in a direct way the use of the soil.

In this study there has been realized a direct examination of the scientific, technological, administrative, juridical and social aspects related to the formation of mining lakes to end up by defining the frame of action and the suitable bases with which to improve the sustainable creation, the effective regeneration and the future long-term use of these masses of water artificial, subject to the application of the Board I Mark of the Water.





## RESUMO

As características particulares das grandes explotacións a ceo aberto da minaría metálica e da minaría do carbón, que orixinan ocas de grandes dimensións, fan que a única opción, viable, razoable e sostible de rehabilitación do espazo directamente afectado pola escavación sexa a súa inundación, dando lugar aos chamados "lagos de mina". Esta solución non está exenta, en principio, de complicacións; non obstante, hai que destacar que actualmente se coñecen diferentes métodos e técnicas de tratamento para controlar e mellorar a calidade das augas destas masas, o que fai que a transformación dos ocas de explotación en lagos ofrezca a oportunidade de poñer en valor a paisaxe mineira a través de novas opcións de uso sostible do chan.

O obxecto do presente traballo, que se presenta como tese doutoral, é demostrar que a formación de lagos mineiros non é só unha solución ambiental eficaz e óptima para a restauración das explotacións a ceo aberto, senón que ademais constitúe unha solución a outras problemáticas da ordenación do territorio, en particular a relativa á xestión dos recursos hídricos e a planificación hidrolóxica, poñendo de manifesto a importancia do plan de restauración do espazo afectado polas actividades mineiras como instrumento xurídico preventivo de xestión sostible e planificación do territorio a curto e longo prazo, integrado de xeito efectivo no sistema de plans ambientais que ordenan de xeito directo o uso do chan.

Neste estudo realizouse un exame directo dos aspectos científicos, tecnolóxicos, administrativos, xurídicos e sociais relacionados coa formación de lagos mineiros para concluír definindo o marco de actuación e as bases axeitadas coas que mellorar a creación sostible, a rexeneración efectiva e o uso futuro a longo prazo destas masas de auga artificiais, suxeitas á aplicación da Directiva Marco da Auga.



# INTRODUCCIÓN

La clausura y abandono de las explotaciones mineras a cielo abierto constituyen un reto medioambiental en un gran número de casos. La recuperación del espacio natural afectado por las labores extractivas, que es una obligación legal para los explotadores y poderes públicos competentes en materia de minas, puede orientarse a usos muy amplios y variados del suelo: agropecuario, forestal, natural, recreativo, cultural, industrial o urbanístico. La opción más adecuada dependerá, entre otros factores, de las características de las alteraciones producidas en cada caso particular, de los entornos social, ecológico y paisajístico y de las condiciones técnicas y económicas del explotador. Cada uso o combinación de ellos dará lugar a una alternativa de restauración diferente.

Las características particulares de las grandes explotaciones a cielo abierto de la minería metálica y de la minería del carbón, que originan huecos de grandes dimensiones, hacen que la única opción, viable, razonable y sostenible de rehabilitación del espacio directamente afectado por la excavación sea su inundación (cuando sea posible por la disponibilidad de agua), dando lugar a los llamados "lagos de mina" o "pit lakes" o a su transformación en humedales.

Esta solución no está exenta, en principio, de complicaciones. La principal problemática suele derivar de la baja calidad del agua de estos lagos, que puede acusar una alta acidez si no se adoptan las medidas preventivas y correctoras precisas. Los bajos valores de pH son el resultado de la producción de ácido sulfúrico por la oxidación de la pirita al entrar en contacto con el oxígeno atmosférico. Esta oxidación se produce según una cadena de reacciones parciales que se ve favorecida por la incidencia natural de diversas bacterias. Al transporte de los productos de la reacción global, incluyendo aquellos de posibles reacciones posteriores, se conoce como *Acid Mine Drainage (AMD)*, cuyo acrónimo español es *agua ácida de mina (AAM)*. El *agua ácida de mina* es rica en sulfato, hierro y, dependiendo de la sustancia extraída (carbón o mineral), en metales tóxicos pesados, y su mayor impacto es el que causa sobre las

aguas del entorno. Este impacto ambiental, consistente en la acidificación de los sistemas acuíferos descendentes y también de las aguas de escorrentía, puede perdurar durante muchas décadas e incluso siglos si no se adoptan medidas correctoras adecuadas, como ya se indicó anteriormente. Sin embargo, hay que destacar que actualmente se conocen diferentes métodos y técnicas de tratamiento para controlar y mejorar la calidad de las aguas de esta clase de lagos.

Frente a estos problemas y amenazas, la transformación de los huecos de explotación en lagos ofrece la oportunidad de poner en valor el paisaje minero a través de nuevas opciones de uso sostenible del suelo. La mejora de la gestión del agua ante las condiciones del cambio climático, la restitución de hábitats naturales perdidos, el esparcimiento, el turismo y la prevención de la contaminación a muy largo plazo de los sistemas fluviales y de las aguas subterráneas son algunos ejemplos de estas posibles utilidades que requieren, no obstante, una calidad adecuada del agua.

Es importante resaltar que la clausura y abandono de una explotación minera constituye una fase más del ciclo de vida de la misma, que se inicia una vez cesa la actividad extractiva. Comprende todas aquellas actuaciones que permiten garantizar la seguridad para las personas y las cosas y la rehabilitación del espacio afectado. A esta fase le sigue una de mantenimiento y control posterior que concluye con el abandono definitivo de las labores una vez que se demuestra que los objetivos de seguridad y medioambientales se han alcanzado y han resultado satisfactorios para la autoridad sustantiva. Todo este proceso está sujeto a un variado y complejo cuerpo normativo distinguiéndose, por un lado, el régimen jurídico propio del sector minero y, por otro, la legislación que se integra en el derecho medioambiental, dentro de la cuál destaca la Directiva 2000/60/CE, Directiva Marco del Agua, de aplicación particular para el caso de habilitación de humedales y formación de lagos de mina.

El objeto del presente trabajo, que se presenta como tesis doctoral, es demostrar que la formación de lagos mineros no es sólo una solución ambiental eficaz y óptima para la restauración de las explotaciones a cielo abierto, cualquiera que sea su tamaño y la sustancia extraída, sino que además constituye una solución a otras problemáticas de la ordenación del territorio, en particular la relativa a la gestión de los recursos hídricos

y la planificación hidrológica. Asimismo, los objetivos principales que persigue la tesis es poner de manifiesto la importancia del plan de restauración del espacio afectado por las actividades mineras como instrumento jurídico preventivo de gestión sostenible y planificación del territorio a corto y largo plazo, y la necesidad de su integración efectiva en el sistema de planes ambientales que ordenan de manera directa el uso del suelo, por su objetivo y contenido, por su configuración jurídica y por la importancia de los elementos del medio natural que ordena. Se defiende que ésta es la opción que ha de guiar al legislador y a los poderes públicos en la ponderación del equilibrio a conseguir entre los dos bienes jurídicos que se deben salvaguardar de acuerdo a la Constitución Española: el desarrollo económico y la protección del medio ambiente.

Se ha elegido este objeto de estudio por varias razones. En primer lugar porque no existe un análisis de suficiente amplitud y profundidad que ponga de manifiesto el valor añadido y la potencialidad económica y social del proyecto minero en toda su extensión. En general, la actividad extractiva es percibida por la sociedad y las administraciones públicas como una actividad contaminante, perturbadora y destructora del medio, consistente únicamente en extraer minerales, recursos naturales no renovables, de la tierra. Este enfoque olvida que el proyecto minero debe entenderse y valorarse social, económica y medioambientalmente en su conjunto y no limitando el concepto de desarrollo del proyecto únicamente a la fase temporal de la explotación minera, sino englobando en la valoración, desde una perspectiva plena, a largo plazo e integrada en el sistema de planes medioambientales y de ordenación del territorio, la rehabilitación que se planee para el espacio afectado. Se defiende este planteamiento, considerándolo válido y extrapolable para cualquier uso que se pretenda dar a los terrenos afectados y para cualquier extensión, tanto para las grandes superficies habituales en la gran minería a cielo abierto (superiores a 100 hectáreas) como para las más modestas de las canteras de áridos y rocas ornamentales y de construcción. No obstante, el presente trabajo se centra en la posibilidad que ofrece la recuperación de los terrenos mediante la transformación de las cortas mineras (que han permitido el aprovechamiento de la riqueza mineral nacional, imprescindible para el desarrollo económico y para mantener la calidad de vida actual) en cuencas de almacenamiento de agua, un recurso natural escaso, de

gran valor económico, social y medioambiental, e imprescindible para el desarrollo de la sociedad y para mantener nuestro nivel de vida. En este sentido, se remarca la importancia de la coordinación entre la planificación de la restauración minera y de la planificación hidrológica como camino para lograr el equilibrio entre las necesidades de los recursos minerales y de los recursos hídricos y así contribuir a materializar el mandato constitucional a los poderes públicos de velar por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de vida y defender y restaurar el medio ambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva (artículo 45.2 de la Constitución Española).

En segundo lugar, la elección de un tema relacionado con los recursos mineros y los recursos hídricos, planteado desde una perspectiva medioambiental y de futuro, se ha visto incentivado porque la doctoranda forma parte desde hace más de veinte años de la Administración Minera. La experiencia adquirida durante todo este tiempo, en particular la relativa a las grandes explotaciones a cielo abierto de lignito de As Pontes y Meirama y otras explotaciones existentes en la Comunidad Autónoma de Galicia y su transformación en grandes lagos artificiales o en humedales y hábitats naturales, así como el conocimiento adquirido en diversos viajes a la Lusacia y a Suecia, le ha inducido una toma de conciencia de la problemática de todos los procesos relacionados con la formación de lagos mineros, tanto a nivel social como a nivel técnico, administrativo y jurídico.

En tercer lugar, porque los lagos mineros constituyen un tema de gran actualidad en España y se estima que será de permanente y creciente interés y porque la toma de decisiones, al menos hasta ahora, no ha tenido muy en cuenta la gestión integral de los proyectos mineros entendidos como aprovechamiento de recursos minerales y rehabilitación del espacio afectado orientada a usos de interés social. Por ello, con el análisis que se hace y la propuesta que se plantea, se pretende realizar una pequeña aportación respecto al tratamiento de estos importantes proyectos minero-hidráulicos y con ello demostrar a la ciudadanía y a los poderes públicos que la minería proporciona riqueza a la sociedad antes, durante y después de la explotación.

La tesis se ha estructurado en tres grandes partes. La primera parte comprende los capítulos uno al tres. En ella se procede a realizar una exposición del conocimiento disponible relativo a todos los aspectos relacionados con los sistemas lacustres, naturales y artificiales, que se considera esencial para el tratamiento de los lagos mineros como propuesta de rehabilitación, tanto antes de su formación como una vez formados.

El capítulo primero ofrece una introducción a la caracterización de los lagos desde el punto de vista de la física, de la química, de la biología, de la ecología y de la sedimentología. Se sostiene que es de vital importancia abordar todas estas cuestiones para entender el funcionamiento de estos complejos sistemas en los que tienen lugar un gran número de fenómenos hidrodinámicos con impacto sobre los organismos que en ellos viven. Estos fenómenos pueden ser positivos o negativos, en función de la habilidad particular de los organismos para adaptarse o beneficiarse de la situación ambiental imperante.

En el segundo capítulo se presenta una revisión de las técnicas actuales de modelización de ambientes lacustres que permiten, desde un enfoque sistémico, describir apropiadamente estos complejos sistemas y predecir su comportamiento futuro. Con ello se persigue poner en evidencia la existencia de herramientas que pueden ayudar en la toma de decisiones y que permiten actuar desde el inicio de cualquier planificación que se pretenda.

El capítulo tercero se dedica íntegramente a describir el conocimiento actual que hay sobre los procesos relacionados con la formación y funcionamiento de los lagos de mina. Se ofrece una introducción a las características y problemática que presentan los lagos mineros en relación a los lagos naturales, se realiza una exposición de los posibles usos y destinos que pueden darse a los mismos y se detallan las medidas técnicas y tecnologías disponibles, en el estado actual del conocimiento, para remediar los problemas que puedan suponer. También se presentan diferentes casos de lagos mineros formados en el mundo y en España, indicando sus características y problemática, así como las soluciones adoptadas, en su caso, para su remedio y los usos a los que se han destinado.

La segunda parte de la tesis, que abarca los capítulos del cuatro al seis, se orienta a exponer y analizar diferentes aspectos jurídicos y legales que afectan al proceso de formación de lagos mineros. El capítulo cuatro se centra en la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE, con el objeto de poner de manifiesto el nuevo enfoque que debe de guiar a la política de aguas y a la planificación hidrológica, así como de exponer las nuevas exigencias que debe cumplir el estado de los sistemas lacustres en general y de las masas de agua artificiales (en las que se clasifican los lagos mineros) en particular. En este sentido se destaca la necesidad de tipificar los lagos mineros como un tipo de masa de agua artificial diferenciada.

El capítulo quinto se dedica a la gestión de las aguas continentales, masas de agua de la categoría lagos desde la perspectiva de la Directiva Marco del Agua, 2000/60/CEE, revisando la organización actual de la administración hidráulica española.

En el capítulo sexto se analiza el concepto jurídico de planificación y se recalca la importancia que los recursos naturales, minerales e hídricos, tienen para el desarrollo de la humanidad, resaltando el papel coordinador de los Planes Hidrológicos de Cuenca y la necesidad de integrar las previsiones del Plan de Restauración de los espacios afectados por las actividades mineras en aquel instrumento de ordenación para garantizar una gestión óptima de estos recursos naturales.

En la tercera parte, que abarca los capítulos siete y ocho, se define, a partir de todos los aspectos técnicos, legales y administrativos analizados, el marco de actuación para establecer las bases adecuadas con las que mejorar la creación sostenible, la regeneración efectiva y el uso futuro a largo plazo de estas masas de agua artificiales, y se detallan las conclusiones y aportaciones de la presente investigación al tratamiento de los lagos mineros como solución a la restauración de los espacios afectados por las actividades extractivas y como garantía de una buena gestión de los recursos minerales y de los recursos hídricos y la utilización racional de los mismos, con el fin de proteger y mejorar la calidad de vida y defender y restaurar el medio ambiente.



Para la realización de este trabajo se han utilizado el método de investigación empírico y el método de investigación racional. A través del primero se ha realizado un examen directo de los aspectos científicos, tecnológicos, administrativos, jurídicos y sociales relacionados con la formación de lagos mineros para, con el método racional, sistematizar y ordenar los datos obtenidos y sacar las conclusiones.

Finalmente, se debe de señalar que este trabajo se ha cerrado, a efectos de las fuentes normativas aplicables y de los datos contenidos en el mismo, el 29 de septiembre de 2012.



## ***CAPÍTULO I***

# **CARACTERIZACIÓN DE LOS SISTEMAS LACUSTRES**

---

La inundación de las cortas mineras a cielo abierto para su conversión en lagos artificiales constituye una eficaz opción de restauración que ofrece múltiples oportunidades. Estas oportunidades conllevan ante todo la creación de un ecosistema sano y autosostenible. Orientados por este fin, en este capítulo se hace un repaso de la limnología de los lagos naturales, analizando los factores fisiográficos, el origen, la forma y la distribución geográfica de las depresiones donde permanece estancada el agua en la superficie continental, la morfología e hidrología de las cuencas lacustres, los factores físicos, químicos, biológicos y ecológicos de los mismos, así como las propiedades físicas y químicas de las aguas lacustres y los organismos que en ellas viven.

Abordar todas estas cuestiones se considera necesario para entender el funcionamiento de estos complejos sistemas en los que tiene lugar un gran número de fenómenos hidrológicos con impacto sobre los organismos que en ellos viven.

## **1. EL CONCEPTO DE LAGO Y LA IMPORTANCIA DE SU FUNCIÓN**

Un lago es una masa de agua en reposo, dulce o salada, acumulada en el interior de los continentes y de superficie y profundidad variables entre amplios límites. Se producen en zonas deprimidas del terreno y la mayoría son de origen glaciar, siendo muchos de ellos resultado de la última glaciación (Turri, 2009).

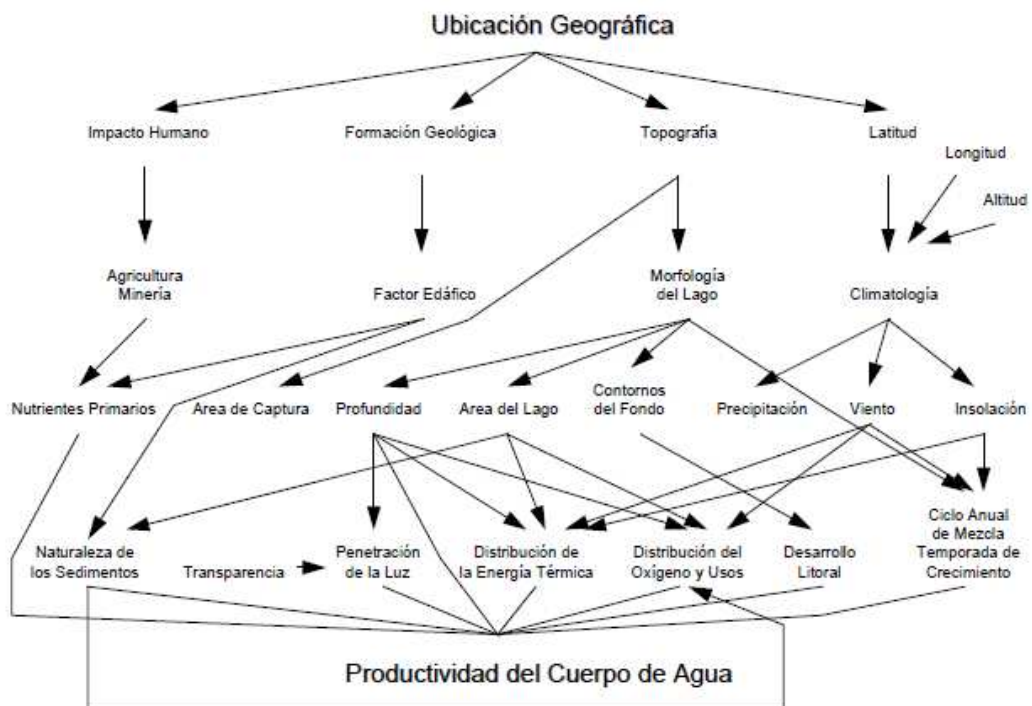
Excluyendo a los océanos, los lagos conforman aproximadamente el 0,8% del total de agua sobre el planeta y cubren algo menos del 1% de la superficie terrestre. La mayor parte corresponde a lagos de agua dulce y, aproximadamente, el 40% a lagos salinos. Entre los lagos de agua fresca existe gran variedad, desde estanques de pesca hasta el lago llamado "Lake Superior", el más grande del mundo, con una superficie de 83.000 km<sup>2</sup>. En cuanto a los lagos salinos, algunos como el Gran Lago Salado (Great Salt Lake) son más salobres que los océanos (Chang, 2005).

A pesar de la escasa relevancia que parece indicar los valores señalados, los sistemas lacustres tienen importancia porque conforman ecosistemas complejos y variados que, en muchos casos, condicionan la evolución de otros ecosistemas terrestres. Constituyen uno de los ecosistemas mejor definidos de la tierra y un sistema complejo de interrelación de parámetros y variables físicas y humanas. Son medios con un límite marcado por una topografía, por los flujos hídricos que a ellos van a parar, por unos intercambios físicos y químicos entre sus diferentes capas de agua, por sus comunidades vegetales y animales específicas y por constituir, en definitiva, ecosistemas muy ricos y frágiles.

También son importantes porque representan una de las principales reservas y fuentes de almacenamiento de agua dulce de la humanidad, destinada tanto para consumo humano como para riego agrícola y actividades industriales.

Además, los lagos proporcionan grandes beneficios como fuente de alimento, recreación, vías de comunicación y servicios ecológicos. Los lagos proveen de hábitat a peces e invertebrados. Constituyen importantes zonas de crianza marginales para especies acuáticas y anfibios, y son zonas de refugio y alimentación para aves migratorias. Como

fuente recreativa soportan pesquerías deportivas y otras actividades acuáticas como el uso de embarcaciones con distintos fines. Desde un punto de vista comercial, los lagos son una fuente importante de alimento, constituyen un gran atractivo turístico y una importante vía de comunicación. Asimismo, son proveedores de servicios ecológicos, como vasos reguladores durante las inundaciones y como componentes importantes en la generación de energía. También son proveedores de otros servicios que no se miden estrictamente en recursos económicos, ya que son los integradores de complejos procesos químicos, físicos y biológicos que tienen lugar a través de la cuenca entera (Dinar *et al.*, 1995; Brenner, 1997). Las interacciones que se desarrollan en los lagos y reservorios se muestran en el diagrama creado por Rawson (Cole, 1975) de la Figura 1.



**Figura 1.** Diagrama de Rawson de las interacciones que se desarrollan en lagos y reservorios (Cole, 1975).

Los períodos de vida de los lagos son muy diversos; algunos pueden durar millones de años, mientras que otros pueden ser almacenamientos efímeros, de pocos meses o años. Entendidos como sistemas dinámicos, los lagos se pueden asemejar a organismos vivos que tienen su nacimiento, un período de desarrollo y una etapa de envejecimiento y muerte, relacionados con procesos geológicos, biológicos, hidrológicos y antrópicos. En

términos de flujo bio/geo/hidrológico de materia orgánica e inorgánica, los lagos son enteramente dependientes de su entorno y sistemas circundantes. Para sobrevivir precisan del flujo de agua drenada por los cauces de su cuenca lacustre y del abastecimiento de materia orgánica y energía asociado a dicho flujo. En consecuencia, los atributos y cualidades ecológicas y fisiológicas de un lago dependen en gran medida del medio ambiente natural, de la población humana y de su actividad en el área de su cuenca lacustre, existiendo una estrecha vinculación entre estos cuerpos de agua y los ecosistemas terrestres que siempre les rodean. Una clara evidencia de esta dependencia la encontramos en el Mar de Aral (lago endorreico del centro de Asia), en la laguna de Mayrán al norte de México y en la laguna de Antela en el noroeste de España (Zapata, 1967; Fernández *et al.*, 2011a). Estos sistemas lacustres y sus ecosistemas asociados se encuentran destruidos o en fase de desaparición como consecuencia de la regulación y trasvase de los ríos afluyentes, con fines principalmente agrícolas. Ello ha provocado, en algunos casos, cambios en el clima e incidencias en la salud humana. La cuenca del Mar de Aral, que en los años sesenta del pasado siglo era el cuarto lago mayor del mundo, se ha visto drásticamente reducida y convertida en un desierto desde aquella década, cuando se empezó a desviar agua de los ríos Amu Daria y Sir Daria para regar cultivos de arroz, cereales, melones y, principalmente, algodón en Uzbekistán y Kazajistán como parte de los proyectos agrícolas de la Unión Soviética. Además, como resultado de pruebas armamentísticas, proyectos industriales y vertidos de residuos de fertilizantes, el mar tiene un alto contenido de contaminación y su ecosistema y el de los deltas de los ríos que confluyen en él están prácticamente destruidos por su elevada salinidad.

## **2. FACTORES FISIAGRÁFICOS DE LOS LAGOS: ORIGEN, FORMA Y DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA**

En este epígrafe se describen los factores fisiográficos que caracterizan los lagos, esto es su origen y evolución, su forma y dimensiones y su distribución geográfica, ya que muchos aspectos del comportamiento hidráulico, del funcionamiento y de la estructura de estas masas de agua dependen de estos factores.

### **2.1. ORIGEN GEOLÓGICO DE LOS LAGOS Y CUENCAS LACUSTRES**

Los lagos naturales surgen de fenómenos de naturaleza fundamentalmente geológica, pudiendo intervenir en su formación múltiples procesos, solos o combinados: tectónicos, erosivos, hidrológicos y hasta humanos. Conocer el origen de los ambientes lacustres tiene gran interés desde el punto de vista ecológico, pues determina su forma y persistencia y explica la duración de estos sistemas, cuya permanencia es transitoria. En general, la vida de los lagos es relativamente breve. Muchos tienen su origen en la época glacial por lo que no superan los once millones de años de existencia (Hamblin, 1996; Sthahler, 1998).

Las cuencas de sedimentación de los lagos se originan por diversas causas, en función de las cuales se establece una tipificación de los mismos (Zumberge *et al.*, 1960). Entre estas causas se encuentra la acción erosiva de los glaciares que da lugar a la formación de los *lagos de cuenca glacial* por excavación, por deposición de materiales que cierran una cuenca o por obstrucción del hielo. Cuando los glaciares descienden pendiente abajo, erosionan las rocas y forman los valles, producto del colapso de las masas de roca bajo el peso del hielo. Al fundirse el glaciar, el agua rellena el valle formando un lago profundo de circo glacial como el lago de Tota en Boyacá (Cañón, 2001), Colombia, el lago de Sanabria en Zamora, España, y los ibones pirenaicos. Por otra parte, el avance de la masa glacial arrastra en su deslizamiento las morrenas, fragmentos de rocas y tierra que se van depositando a los lados o en el frente de la lengua del glaciar y actúan como diques naturales. De la combinación de estos procesos se forman los lagos de origen glacial

denominados morrénicos. Los lagos de cuenca glaciar son jóvenes porque se originaron a finales de la última era glaciar y pueden tener cientos de metros de profundidad. Son abundantes. Es el caso de los lagos chilenos, del lago Yaguarcocha en Ecuador y de los Grandes Lagos, en la frontera de Estados Unidos y Canadá, que son los lagos Superior, Michigan, Erie, Hurón y Ontario. Este último conjunto de lagos forman el sistema de agua dulce más grande del mundo y abastecen de agua a numerosas ciudades, entre ellas, Chicago y Detroit, en EEUU, y Toronto, en Canadá (Turri, 2009).

Otra causa de formación está en los movimientos tectónicos de la Tierra que da origen a los *lagos de cuenca tectónica*. Debido a fracturas y líneas de falla, en la corteza terrestre se produce el descenso de bloques rocosos. La fosa que se forma es ocupada luego por agua. Estos lagos son profundos, de gran superficie y no suelen tener desagüe hacia el océano. El mayor conjunto de lagos tectónicos es el del África Oriental (Turri, 2009). También los lagos de Titicaca, en el altiplano de Bolivia, el lago Ness, en Escocia (Cañón, 2001), y el lago Baikal, al sur de Siberia, tienen esta génesis.

El represamiento de aguas en cráteres de volcanes apagados es la causa de la génesis de los *lagos de cuenca volcánica*. El lago se forma al hundirse el cráter de un volcán después de una erupción. El agua despedida durante la erupción volcánica, junto con el agua de lluvia, llenan la depresión formando el lago. Cuando ocupan el cráter, los lagos de cuenca volcánica presentan forma aproximadamente circular, mientras que las formas son diversas cuando se presentan como resultado de la obstrucción de cursos de agua por acción de la lava o del mismo levantamiento del volcán. Ejemplos de lago de cráter volcánico son el Crater Lake, en Oregón, Estados Unidos, formado después de la erupción de un volcán hace 7.700 años (Turri, 2009), el Yellowstone Lake, en Wyoming, y el lago Cuicocha en Ecuador.

Los lagos, asimismo, pueden producirse por sedimentos acumulados por un río al perder su capacidad de arrastre por cambios de régimen de la corriente o por la acción de cargas de sedimentos de las corrientes tributarias que causan represamientos en la corriente principal. También se originan cuando el agua de los ríos y arroyos se separa de su curso principal, por ejemplo en meandros abandonados, por la separación del meandro del río, lo que da lugar a lagos en forma de herradura (oxbow lake). Además, pueden producirse



por el descenso del nivel del mar, que es el caso de los lagos regresivos, o por la formación de deltas en zonas de baja pendiente. Todos estos lagos son *lagos de cuenca fluvial* o *lagos aluviales*. Los lagos de cuenca fluvial son, por lo general, de modesta profundidad, están invadidos parcialmente por vegetación palustre y tienden a desaparecer por colmatación aluvial.

Otra clase son los *lagos de cuenca por solución*. En rocas calcáreas, carbonatadas o evaporitas es común que se formen depresiones por el colapso de la roca debido a la disolución del material causada por la acción de las aguas subterráneas. Estos lagos suelen ser circulares y poco profundos y exhiben rápidas variaciones en sus niveles de conexión con las fluctuaciones en el nivel freático de las aguas subterráneas. Su desagüe es subterráneo. Los lagos de Covadonga, en Asturias (España), los zenoris de Yucatán y Torcas son ejemplos de esta clase de lagos.

Los *lagos de cuenca eólica* se forman en las zonas áridas debido a la acción erosiva del viento sobre las rocas o debido a cambios climáticos en regiones desérticas sobre las dunas depositadas por el viento. Son cuencas intermitentes y poco profundas en general. Algunos de estos lagos son salados. Se cree que el Colgué Huapi, en Argentina, tiene este origen. Otro ejemplo lo constituye el Lago de las Dunas, formado en el desierto de Sechura en el Perú, después del Niño de 1997 (Supple, 1999).

Los *lagos de cuenca por deslizamientos* se forman por represamientos naturales en valles profundos. Son lagos elongados, de vida muy corta, los cuales suelen causar grandes avenidas cuando se rompe el represamiento por un sobreflujo.

La cuenca de los lagos también puede formarse por procesos costeros cuando los materiales clásticos arrastrados por la corriente forman barreras que cierran el paso del agua hacia el mar, con intercambio de agua dulce y salada. Estos lagos suelen ser pequeños, salados y resultan esenciales para la producción de productos pesqueros. La laguna de Doniño, un humedal de gran interés ecológico existente en el ayuntamiento de Ferrol, provincia de A Coruña (España) es un claro ejemplo de esta clase de lago.

Los lagos también se originan por acumulación orgánica, principalmente en las formaciones coralinas en mar abierto y en los valles tropicales: en las formaciones



coralinas, al aislar la acumulación orgánica una porción de agua salada del resto del mar, y en los valles tropicales, por el crecimiento de las plantas que produce el represamiento temporal de las aguas (Cañón, 2001).

También cabe citar que el impacto de meteoritos por lo general produce depresiones circulares en las cuales se suele encontrar un lago de dimensiones considerables.

Por último, hay lagos de origen artificial formados por la intervención del hombre mediante la construcción de diques que embalsan las aguas de un río. El agua retenida forma el embalse o lago artificial. Uno de los más grandes es el de Alqueva, en el curso del río Guadiana, en Portugal (Turri, 2009).

En la Tabla 1 se recogen diversos tipos de lagos clasificados en función del origen de su cuenca de sedimentación, se indican ejemplos de los mismos y el esquema que representa la causa de su formación.

| TIPO DE LAGO             | EJEMPLOS   | ESQUEMA   |
|--------------------------|--|---|
| Lago de cuenca glaciar   | Sanabria e ibones pirenaicos (España)<br>Tota (Colombia)<br>Nahuel Huapi (Argentina)<br>Los Grandes Lagos: Superior, Michigan, Erie, Hurón y Ontario (Canadá y EEUU) |  |
| Lago de cuenca volcánica | Crater Lake (Oregón, EEUU)<br>Yellowstone (Wyoming, EEUU)  |  |
| Lago de cuenca tectónica | Lago Titicaca (Bolivia)<br>Lago Ness (Escocia)<br>Lago Baikal (sur de Siberia, Rusia)  |  |
| Lago de cuenca fluvial   | Lago del río Tisa (Eslovaquia)   |  |

| TIPO DE LAGO              | EJEMPLOS  | ESQUEMA   |
|---------------------------|---|---|
| Lago de cuenca eólica     | Colgué Huapi (Argentina)<br>Lago de las Dunas (desierto de Sechura, Perú) |  |
| Lago de cuenca artificial | Lago Alqueva (Portugal)<br>Embalse de Cecebre (A Coruña, España)          |  |

**Tabla 1.** Diferentes tipos de lagos en función del origen de su cuenca de sedimentación. Elaboración propia a partir de ilustraciones de C. Gómez (Turri, 2009).

## 2.2. FORMA DE LOS CUERPOS LÍMNICOS

Los cuerpos límnicos (lagos) son estructuras estables que se forman por acumulación de agua en depresiones del terreno y por afloramiento del nivel freático. Suelen ser sistemas abiertos con entradas y salidas, con tributarios y emisarios. Generalmente, se alimentan por uno o varios ríos o glaciares (*inmisarios o tributarios*) y desaguan a través de un río (*emisario*). No obstante, tanto unos como otros pueden faltar, efectuándose las entradas y salidas de agua por conductos subterráneos de origen cárstico (el lago de Bañolas dispone sólo de emisario) o perderse el agua por evaporación como sucede en las regiones endorreicas. Los lagos que carecen de emisario o salida al mar (como el lago de Gallocanta, el lago Chad y el Mar de Aral) se conocen con el término *endorreico*. Estos lagos contienen aguas generalmente saladas, debido a la progresiva concentración de sales por efecto de la evaporación.

En el estudio de los lagos es esencial el conocimiento de su cuenca, descrita en términos de su morfología y de su hidrología. Además, es también conveniente describir la cuenca por su clima, geología, suelos, vegetación, uso de la tierra y densidad de población (Arocena, 1999). Por ello, a continuación se hace un breve repaso de todos los aspectos que se precisan para obtener un conocimiento exhaustivo de la forma de los cuerpos límnicos y de su cuenca lacustre.

### **2.2.1. MORFOLOGÍA DE LA CUENCA LACUSTRE**

La morfología límnic hace referencia al estudio de las formas y dimensiones de los cuerpos de agua, su origen y evolución así como su papel en la estructura y funcionamiento. La forma de los cuerpos de agua ejerce efectos importantes sobre prácticamente la totalidad de los parámetros físicos, químicos y biológicos, determina las interacciones biofísicas que se llevan a cabo en su interior, además de reflejar en la mayoría de los casos su origen, ya que la morfología de estos cuerpos de agua es producto de su génesis. En los lagos, su forma general determina la productividad del sistema (Wetzel, 1981), la naturaleza de su drenaje, la entrada de nutrientes, el volumen que entra en relación a la tasa de renovación, la relación del sedimento con el agua, el efecto del viento, la estructura térmica, así como la importancia de la productividad litoral en relación a la productividad total del sistema (Arocena, 1999). La forma puede ser variada: circular, subcircular, elíptica, subrectangular elongada, dendrítica, alunada, triangular e irregular.

La descripción morfológica del cuerpo de agua comienza con la delimitación de la cuenca lacustre sobre un mapa topográfico que incluya la escala, las coordenadas geográficas y la orientación. La cuenca se delimita sobre el mapa, localizando entre las divisorias de dos sistemas fluviales vecinos los puntos de mayor cota, valiéndose de las isolíneas e interpolando gráficamente. A partir de ahí, se determinan los diferentes elementos descriptivos de la cuenca lacustre: área  $A$ , longitud máxima  $L_m$  e índice de elongación  $E$ .

Otra información que proporciona el mapa topográfico es el rango de altitud, es decir, las altitudes máxima y mínima de la cuenca, que se deben indicar al describir el área de estudio.

La dimensión y la orientación del eje mayor de la cuenca son elementos descriptivos de la misma y se usan para el cálculo de otros parámetros. Se conoce como longitud máxima y se designa normalmente con el símbolo  $L_m$ .

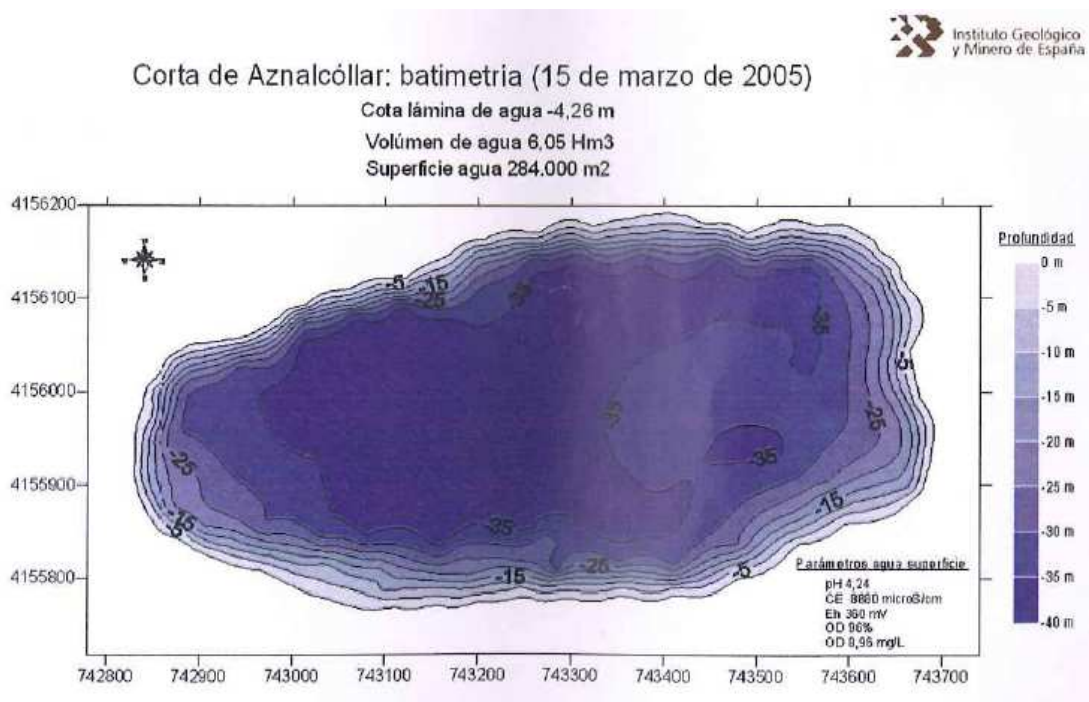
El índice de elongación,  $E$  describe la forma de la cuenca en relación a un círculo de igual área:

$$E = \frac{D}{L_m} = \frac{2\sqrt{A}}{L\sqrt{\pi}} = 1.128\sqrt{\frac{A}{L_m}}$$

donde D es el diámetro del círculo y  $L_m$  la longitud máxima. En una cuenca circular, E vale la unidad y disminuye cuanto más alargada sea.

### 2.2.2. MORFOMETRÍA DE LOS LAGOS

Los métodos de medición y análisis de las dimensiones físicas de un cuerpo de agua se denominan morfometría (Cole, 1975). Los parámetros morfométricos se determinan a partir de un mapa batimétrico detallado, así llamado porque incluye isobatas o isolíneas de profundidad, y de cartas hidrográficas precisas, en los cuales deben quedar muy bien detalladas las líneas de costa, el área de recubrimiento del cuerpo de agua y las islas interiores, con representación de las barreras y otros rasgos sobresalientes. Asimismo, en el mapa batimétrico se deben indicar los contornos profundos con diferencias de nivel pequeñas. En la Figura 2 se muestra el mapa batimétrico del lago resultante de la



**Figura 2.** Batimetría del lago minero de Aznalcóllar, realizada por el IGME en marzo de 2005 (IGME, 2005).

inundación de la corta minera de Aznalcollar, realizado por el Instituto Geológico y Minero de España en marzo de 2005 (IGME, 2005).

La medida estandarizada de la morfometría de los lagos tiene la ventaja de permitir una comparación cuantitativa entre las características de diferentes cuerpos de agua y de poder expresar ciertos parámetros (concentración, temperatura) en términos extensivos (carga, contenido calórico).

Los parámetros morfométricos descriptivos de la cuenca lacustre se agrupan en dimensiones de superficie y subsuperficiales. Las dimensiones de superficie son longitud máxima, ancho o amplitud máxima, área, longitud de la costa o perímetro e índice de desarrollo de la costa; las dimensiones subsuperficiales son profundidad máxima, profundidad relativa, volumen, profundidad media, desarrollo del volumen y pendiente. Es para este último grupo de dimensiones que se necesita un mapa de contornos o de isobatas (Cole, 1975; Wetzel, 1981). Todos estos parámetros son sumamente variables y están condicionados por el origen de la depresión topográfica que alberga las aguas, las condiciones climáticas (lluvias y sequías en particular) y por los impactos que el hombre introduce en el sistema.

La información morfométrica es necesaria para determinar de manera cuantitativa algunos índices del cuerpo de agua (Brenner, 1997). Por ejemplo, la profundidad media muestra una correlación inversa a la productividad en todos los niveles tróficos del lago, y las características espectrales del agua dependen en gran medida de la profundidad. De esta manera tenemos que la forma y profundidad de los cuerpos de agua determina las relaciones ecológicas que se llevan a cabo dentro de éstos. Se han empleado otros parámetros como el área para comparar niveles de productividad entre lagos vecinos y, de manera similar, se usan algunas dimensiones de superficie como la longitud máxima efectiva para determinar la distancia afectada por hidrodinamismo dentro del cuerpo de agua.

Otro rasgo que también ayuda a la comparación entre lagos es la etapa de formación. La etapa de formación se determina en función de las formas de la costa, las pendientes de

ladera, profundidades, tasas de sedimentación y actividad biológica, diferenciándose tres etapas: juventud, madurez y senectud.

En la Tabla 2 se detallan algunos rasgos morfométricos que permiten hacer comparaciones entre lagos.

| PARÁMETRO MORFOMÉTRICO          | DESIGNACIÓN | DEFINICIÓN  |
|---------------------------------|-------------|---|
| Longitud máxima                 | $L_m$       | Distancia entre los puntos más extremos del lago, sin atravesar tierra que no pertenezca al lago (por ejemplo, la línea puede atravesar islas interiores pero no la costa).   |
| Longitud máxima efectiva        | $L_{me}$    | Mayor distancia sobre la que puede actuar el viento, sin que su acción se vea limitada por la interacción con la tierra. Es importante para el movimiento del agua. Se define por el segmento de recta que une los dos puntos de costa más alejados entre sí, sin cruzar ninguna porción de terreno. Se debe expresar su valor y orientación. |
| Ancho máximo                    | $W_m$       | Línea recta entre costas extremas, medida normalmente a la longitud máxima.   |
| Área total                      | $A_0$       | Área limitada por el contorno cero del lago.  |
| Área por isobata                | $A_z$       | Áreas entre contornos, necesarias para determinar el volumen del lago.  |
| Ancho medio                     | $B$         | Cociente entre el área total y la longitud máxima.  |
| Alcance efectivo                | $F$         | Es la mejor medida de cómo el viento gobierna la longitud y altura de las olas.   |
| Línea de costa                  | $L$         | Longitud de la línea de circunferencia de la costa. Permite evaluar la producción potencial del litoral. Es casi constante en lagos naturales, pero variable en estanques y embalses como respuesta a la lluvia, evaporación y manejo.  |
| Desarrollo de la línea de costa | $DL$        | Relación entre la línea de costa y el perímetro de la circunferencia cuyo círculo tenga igual área que el lago. Vale uno si el lago es circular y aumenta cuanto más alargado y dendrítico sea. Indica el potencial de desarrollo de la comunidad litoral en relación al área total.  |
| Curva hipsográfica              |             | Gráfica que representa el área encerrada por cada isobata. Permite visualizar la forma de la cubeta.  |
| Volumen                         | $V$         | Se puede obtener del área encerrada por la curva hipsográfica, o de la suma de los conos trancos entre isobatas.  |
| Profundidad máxima              | $z_m$       | Máxima profundidad sondeada. Está determinada por el origen del lago, la tasa de sedimentación y el balance hídrico. Se expresa referida a una altitud fija.  |
| Profundidad media               | $z$         | Cociente entre el volumen y el área total. Se relaciona inversamente con la productividad del lago.   |
| Profundidad relativa            | $z_r$       | Relación entre la profundidad máxima y el diámetro de un círculo de igual área que el lago. Se usa para describir la estabilidad de la estratificación.   |
| Desarrollo del volumen          | $DV$        | Relación entre el volumen del lago y el de un cono de igual área y altura que el área y profundidad máxima del lago. Ilustra la forma de la cubeta: si es cónica vale 1, si es un pozo profundo es menor, y en rocas erosionables donde adopta forma de olla, es mayor a la unidad. El promedio mundial es 1,4.                               |

**Tabla 2.** Parámetros morfométricos de las cuencas lacustres.

### **2.2.3. HIDROLOGÍA DE LA CUENCA LACUSTRE**

Desde el punto de vista hidrológico, los lagos constituyen almacenamientos temporales del agua en su viaje de regreso a los océanos. El régimen hídrico de los lagos depende del de sus afluentes y corrientes superficiales que bañan su cuenca, de las precipitaciones que caen directamente sobre ellos, de las filtraciones provenientes de las formaciones subterráneas subyacentes y de la evaporización. Algunos son recargados casi totalmente por agua subterránea, mientras que otros sirven para recargar mantos freáticos (Dinar *et al.*, 1995; Wetzel, 1981), pudiendo ser el origen de importantes manantiales y el destino de numerosas redes de agua subterránea.

En términos hidrogeológicos, el balance hídrico está determinado por la diferencia entre los afluentes de todo tipo al mismo tiempo y las diversas pérdidas producidas. El ingreso del agua a un lago proviene de varias fuentes:

- Precipitaciones directas sobre la superficie del mismo. Este factor reviste particular importancia en el caso de los grandes lagos.
- Aguas superficiales provenientes de la cuenca de drenaje. La cantidad de agua de escorrentía que llega a un lago es sumamente variable y depende de la morfología, de la naturaleza de los suelos y de la cubierta vegetal de la cuenca de drenaje. De gran relevancia resultan, asimismo, los patrones de precipitación: una elevada escorrentía superficial puede tener su origen en el desarrollo de fuertes lluvias durante un periodo de tiempo relativamente corto, con una elevada carga de nutrientes debido a la erosión de los suelos.
- Infiltración de aguas subterráneas por debajo de la superficie del lago. Esta es una de las principales fuentes en el caso de lagos formados por actividad glaciaria sin drenaje superficial o de aquellos localizados en cuencas rocosas. El agua subterránea puede entrar también al lago.

Las pérdidas se producen por los flujos invisibles del agua debidos a la evaporación. El líquido se convierte en vapor desde la superficie del lago. La cantidad de agua de los



lagos con menor profundidad puede variar mucho entre las estaciones secas y húmedas debido a este fenómeno. Estos lagos suelen llenarse más rápidamente de sedimentos.

### **2.3. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DE LOS LAGOS**

Los lagos pueden formarse a cualquier altitud y aunque los hay por todo el mundo, su distribución global es muy irregular. Casi la mitad de los lagos del mundo se sitúan en Canadá y hay más de treinta mil en el Estado de Florida (EEUU). Los lagos de agua dulce son también muy abundantes en los países escandinavos y Finlandia, mientras que el Turkestán es conocido por sus numerosos lagos salados. Son abundantes en latitudes altas, especialmente en zonas de montaña sujetas a la influencia de los glaciares (Turri, 2009).

La altura sobre el nivel del mar a la que se encuentran los lagos es variable; sirva como ejemplo el contraste entre el nivel del Mar Muerto, situado a unos 390 metros bajo el nivel del mar, y los lagos del Himalaya a más de 4.800 metros de altitud. Su profundidad también varía mucho, desde los lagos pantanosos de aguas someras al profundo lago Baikal, al que se le atribuye una profundidad superior a los 1.710 metros.

En cuanto a su superficie, se considera al Mar Caspio como el lago más extenso del mundo al superar los 400.000 km<sup>2</sup>. Entre los lagos de agua dulce, el mayor es el Lago Superior con 83.413 km<sup>2</sup>, aunque el lago Baikal es el de mayor capacidad, pudiendo albergar las aguas de todo el mar Báltico. En la Tabla 3 se ilustran las dimensiones de distintos lagos y su ubicación.

| <b>LAGO</b>       | <b>CONTINENTE</b> | <b>SUPERFICIE<br/>(km<sup>2</sup>)</b> | <b>PROFUNDIDAD<br/>MÁXIMA<br/>(m)</b> |
|-------------------|-------------------|--|---------------------------------------|
| Mar Caspio        | Asia              | 371.000                                | 1.025                                 |
| Superior          | Norteamérica      | 82.000                                 | 406                                   |
| Victoria          | África            | 70.000                                 | 82                                    |
| Hurón             | Norteamérica      | 60.000                                 | 229                                   |
| Michigan          | Norteamérica      | 58.000                                 | 281                                   |
| Mar de Aral       | Asia              | 34.000                                 | 65                                    |
| Tanganica         | África            | 33.000                                 | 1.470                                 |
| Baikal            | Asia              | 31.500                                 | 1.620                                 |
| Gran Lago del Oso | Norteamérica      | 31.000                                 | 446                                   |
| Malawi            | África            | 29.000                                 | 695                                   |

**Tabla 3.** Dimensiones y ubicación de distintos lagos (Chang, 2005).

### **3. FÍSICA DE LOS SISTEMAS LACUSTRES**

Los dos aspectos físicos más importantes, que condicionan la dinámica de los sistemas lacustres, son la luz y la temperatura de la masa de agua. Otros aspectos físicos, también interesantes, son los relativos al movimiento del agua (hidrodinámica) y a la concentración de sedimentos. La hidrodinámica afecta a la distribución del calor y de las demás propiedades y componentes de los ecosistemas acuáticos. La concentración de sedimentos constituye una parte activa del medio acuático por su influencia en la densidad y en la penetración de la luz (Arocena, 1999).

#### **3.1. ÓPTICA DE LOS SISTEMAS LACUSTRES**

Las radiaciones luminosas, la luz visible y demás ondas electromagnéticas del sol son formas de energía radiante cuya propagación a través de las aguas lacustres se explica por las propiedades fisicoquímicas del agua y por las propiedades físicas de la luz (reflexión, refracción y extinción). Estas propiedades físicas de la luz tienen gran influencia sobre los fenómenos biológicos y, a su vez, están influenciadas por factores fisicoquímicos como la cantidad de luz que se transmite en el agua (transparencia), el grado de radiación retenida (absorción) y la reducción de la claridad de la luz por la presencia de materia suspendida (turbidez).

##### **3.1.1. TRANSMISIÓN: ABSORCIÓN Y DISPERSIÓN**

La cantidad de luz que penetra en la masa de agua depende de la que incide sobre su superficie y de la que se refleja a la atmósfera. En esta penetración tiene gran influencia las características de la superficie lacustre. Así, por ejemplo, en los lagos que están cubiertos por hielo, la reflexión es mayor y, por tanto, la penetración de la luz menor. Pero, además, la cantidad de luz que penetra también se ve afectada por la extinción natural, los sedimentos aportados al lago y el fitoplancton.

Parte de las radiaciones de la luz solar que incide y penetra en el agua son absorbidas y transformadas en calor, y otra parte es dispersada por las propias moléculas del agua, por los microorganismos que viven en ella y por las partículas en suspensión (luz difusa), lo que hace que la intensidad de la luz decrezca en el sentido de su propagación. La suma de la luz absorbida y de la luz difusa determina el fenómeno de extinción o grado en que disminuye la luz al ir penetrando en el medio. El coeficiente de extinción se determina a partir de la Ley de Beer-Lambert, que establece una relación exponencial entre la transmisión de la luz y la profundidad por medio de la siguiente expresión empírica:

$$I_z = I_0 e^{-kz}$$

donde:

$I_z$  = Intensidad de la luz a la profundidad  $z$ .

$I_0$  = Intensidad de la luz en superficie.

$k$  = Coeficiente de extinción.

$z$  = Profundidad en metros.

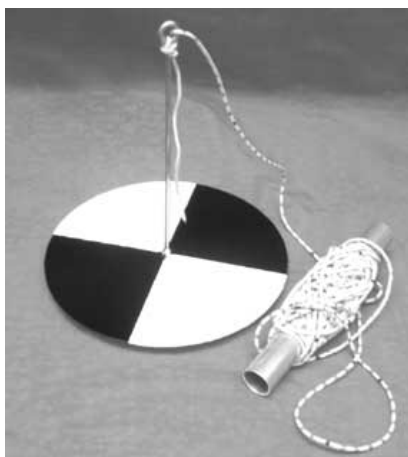
Cuanto mayor es  $k$ , más rápidamente se extingue la luz con la profundidad. En ambientes naturales el coeficiente de extinción no es constante, variando para sensores 2n entre 0,1  $m^{-1}$  en aguas muy claras y 4,0  $m^{-1}$  en sistemas turbios. Para la estimación de la absorción y del coeficiente de extinción se emplean luxímetros e irradiómetros equipados con sensores 2n o sensores 4n (Chalar *et al.*, 1993). Las lecturas se pueden obtener para cada metro y promediarse. También se pueden determinar correlacionando la intensidad de la luz  $I_z$  y la profundidad  $z$ . A partir de estos resultados se obtiene la distribución vertical en profundidad de la luz, que se representa mediante perfiles, situando la profundidad (variable independiente) en el eje vertical, con escala creciente hacia abajo.

La distribución en profundidad de la luz en el agua es un factor determinante de la estructura térmica, de la producción primaria y del funcionamiento del sistema acuático. Depende de diversos factores tales como la hora del día, la estación del año, la latitud y el clima. Durante el día cambia el ángulo con el que inciden los rayos sobre el agua y en todas las latitudes penetra más luz al término de la mañana y al inicio de la tarde, debido

a que el ángulo de incidencia se incrementa cuando el sol pasa del mediodía. Además, el índice de refracción se modifica con la salinidad y la temperatura del agua, siendo mayor cuando se incrementa la concentración de sales y disminuye la temperatura.

### 3.1.2. **TRANSPARENCIA**

La luz es un conjunto continuo de radiaciones de distintas longitudes de onda, que penetran en el agua diferencialmente. La absorción de las radiaciones luminosas es más intensa cuanto mayor es su longitud de onda lo que se traduce, a su vez, en una menor capacidad de penetración dentro del seno del agua o en una menor transparencia de ésta para aquellas radiaciones. Así, las radiaciones rojas y anaranjadas del espectro son más rápidamente absorbidas que las verdes, las azules y las violetas que tienen menor longitud de onda y, por consiguiente, mayor penetración en el agua. Esto provoca que en aguas profundas el extremo rojo del espectro esté ausente mientras el verde-azul se hace más visible y, por ello, a medida que se desciende en el agua el color cambia de blanco a azul verdoso. Este fenómeno está relacionado con la presencia en el agua de compuestos nitrogenados como el amoníaco, los nitratos y las proteínas. Cuando el agua del lago contiene pocas sustancias en suspensión o pocos organismos, las radiaciones azules son las que penetran a más profundidad, mientras que en las aguas con turbidez son las radiaciones verdes y amarillas las que más profundamente penetran. Las radiaciones rojas-anaranjadas y las violetas solamente alcanzan, como mucho, los primeros 20 metros.



**Figura 3.** Disco de Secchi.

La transparencia es la cantidad de luz que se transmite en el agua. Tiene gran influencia en la vida acuática y determina el crecimiento de las algas. Un método simple, largamente empleado para evaluar el ambiente lumínico, es medir la transparencia del agua mediante el disco de Secchi, que se ilustra en la Figura 3. Este es un disco, normalmente de 20 centímetros de diámetro, dividido en cuatro cuadrantes alternativamente blancos y negros. Se sumerge, preferentemente al mediodía y del lado sombreado de la embarcación, en posición horizontal mediante una cuerda graduada, hasta que deja de ser visible. Luego se asciende lentamente hasta que vuelve a ser visible. El promedio de ambas profundidades se toma como transparencia de Secchi, que puede variar entre 0,1 y 40 metros. Experimentalmente se sabe que esta profundidad corresponde, en condiciones favorables (agua calma y alta radiación), aproximadamente a una intensidad de luz del 15% de la intensidad en superficie, de donde puede estimarse el coeficiente de extinción a través de la expresión:

$$k = \frac{\ln I_0}{z} e^{-kz}$$
$$k = \frac{\ln\left(\frac{100}{15}\right)}{z} = \frac{1,9}{z_{DS}}$$

Esta relación varía entre 1,4 y 3, dependiendo de las condiciones locales (altura del sol, claridad del cielo) y del observador.

### **3.1.3. IRRADIANCIA**

La energía radiante de los rayos del sol se transforma en calor al ser absorbida por el agua (efecto abiótico) y en energía química mediante la fotosíntesis (efecto biótico). La densidad de flujo radiante o irradiancia es la potencia de radiación recibida por unidad de superficie y su medida resulta necesaria para realizar balances de energía calórica y para estudios de producción en el rango de la radiación fotosintéticamente activa (PAR 400 y 700 nm).

La irradiancia descendente proporciona estimaciones de la disponibilidad de luz para la fotosíntesis y son consecuencia de las propiedades de absorción y dispersión de las

estructuras fotosintetizadoras y del medio. La radiación ascendente es, generalmente, muy pequeña en relación a la descendente y obedece a la retrodispersión por la materia en suspensión y el agua.

El sensor básico empleado para medir el flujo de luz es un fotodiodo que integra la irradiancia entre 400 y 700 nm. Los hay de tres tipos (Geider y Osborne., 1992): plano ( $\pi r^2$ ), semiesférico ( $2\pi$ ) y esférico ( $4\pi$ ). El primero se llama "coseno corregido" porque, según la Ley de Lambert, el nivel de luz es el producto del flujo sobre una superficie perpendicular al haz por el coseno del ángulo de incidencia. Sin embargo, para ángulos pequeños son preferibles los colectores  $2\pi$  y  $4\pi$ , cuya respuesta es igual para todos los fotones, independientemente del ángulo de incidencia.

Los sensores planos son más apropiados para estudios de algunas macrófitas emergentes o con estructuras fotosintetizadoras flotantes o sobre un sustrato; los  $2\pi$  si la luz es unidireccional y los  $4\pi$  si la luz se recibe desde todas las direcciones.

Las mediciones subsuperficiales sufren reflexión múltiple entre la superficie del agua y el sensor, por lo que no deben hacerse a menos de 10 cm de profundidad. También debe evitarse la sombra de la embarcación. Estos sensores miden la cantidad de luz, pero no su composición espectral, para lo cual puede usarse un espectroradiómetro. Algunas longitudes de onda son más absorbidas, por lo que la composición espectral cambia con la profundidad, volviéndose cada vez más inapropiada la irradiancia como medida de la respuesta fotosintética.

#### **3.1.4. ESTRUCTURA LUMÍNICA DE LAS MASAS LACUSTRES**

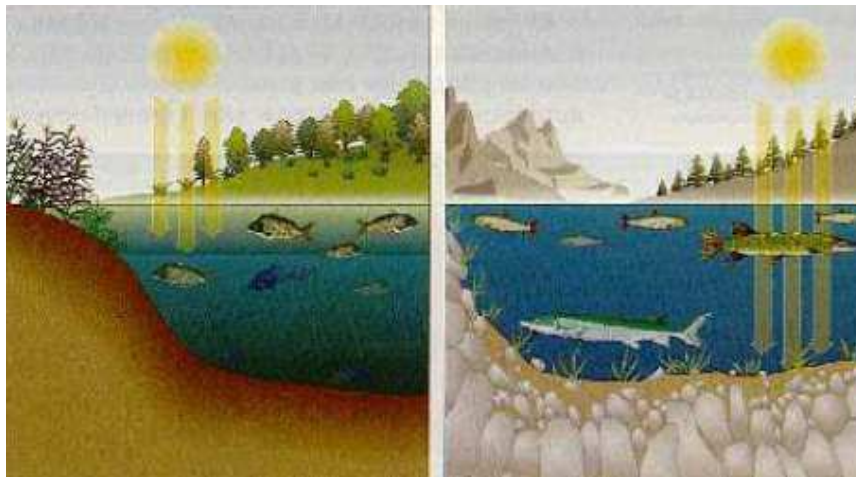
En función de la penetración de la luz en el cuerpo de agua y, en consecuencia, del desarrollo de la actividad fotosintética, se diferencian dos dominios en su estructura. La zona superior, iluminada, se denomina zona fótica, mientras la profunda es la zona afótica. La zona fótica se define como la capa de agua hasta una profundidad donde se registra el 1% de la intensidad de la luz en superficie. La profundidad de esta zona viene determinada por la siguiente expresión:

$$z_f = \frac{\text{Ln}\left(\frac{100}{1}\right)}{k} = \frac{4,6}{k}$$

resultando, al sustituir el valor del coeficiente de extinción k:

$$z_f = 2,4 z_{DS}$$

Según Golterman *et al.* (1978) esta relación es aproximadamente 2,5 y según Moss (1980) varía entre 2,0 y 3,3.



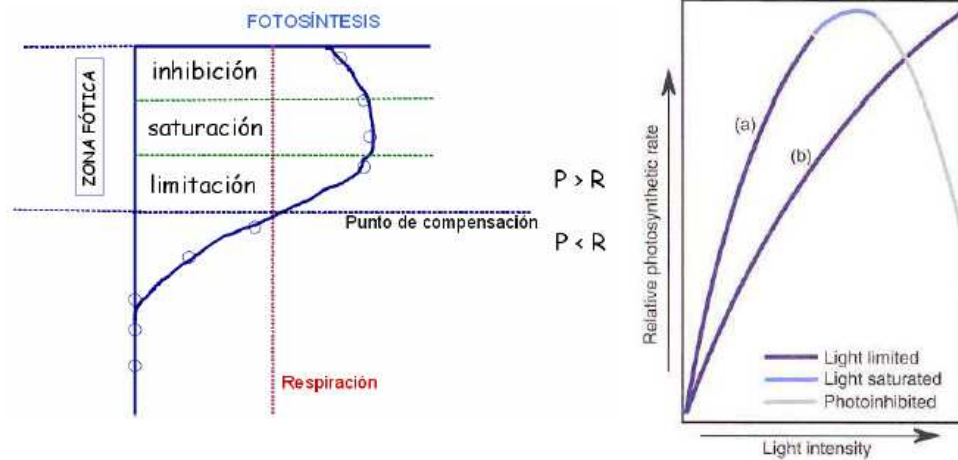
**Figura 4.** Penetración de la luz en los cuerpos de agua (ehec. Universidad de Santiago de Compostela<sup>(1)</sup>).

La importancia de la determinación de la profundidad de la zona eufótica está en que esta profundidad equivale aproximadamente al Punto de Compensación, donde la producción primaria se iguala con la respiración. En la zona eufótica tienen lugar los procesos fotosintéticos, mientras que en la zona afótica la respiración es mayor que la producción. En la Figura 4 se ilustra el efecto de la penetración de la luz en los cuerpos de agua y en la Figura 5 se representa la estructura lumínica de las masas lacustres y los dominios lumínicos (ehec, Universidad de Santiago de Compostela<sup>(1)</sup>).

---

(1) Disponible en <http://www.usc/ehec>





**Figura 5.** Estructura lumínica de las masas lacustres: dominios lumínicos (ehc. Universidad de Santiago de Compostela<sup>(1)</sup>).

### 3.2. CALOR DE LOS SISTEMAS LACUSTRES

La radiación solar que incide en la superficie del cuerpo lacustre es absorbida en las primeras capas de agua, transformándose en calor. Aproximadamente el 53% de su energía, principalmente asociada a longitudes de onda superior a 700 nm (rojo e infrarrojo), es transformada en calor en el primer metro. Las sustancias disueltas y la materia suspendida contribuyen poco a esta absorción. Otras fuentes de calor (atmósfera, litoral, sedimentos, afluentes, agua subterránea) suelen ser insignificantes. Las pérdidas incluyen la radiación hacia la atmósfera y el sedimento, evaporación y efluentes.

El calor se propaga muy lentamente por conducción molecular, debido a que el agua es un mal conductor térmico, pero la acción del viento puede redistribuirlo mediante el transporte de agua por advección. Este proceso puede alcanzar a toda la columna de agua si no hay diferencias de densidad que limiten la mezcla, conociéndose este estado homogéneo como de inestabilidad térmica.

La densidad de la masa de agua es función de tres aspectos principales: la temperatura, la concentración de sedimentos y la salinidad. De ellos, la temperatura es el factor de mayor importancia y su efecto es singular debido a que el valor de la densidad del agua

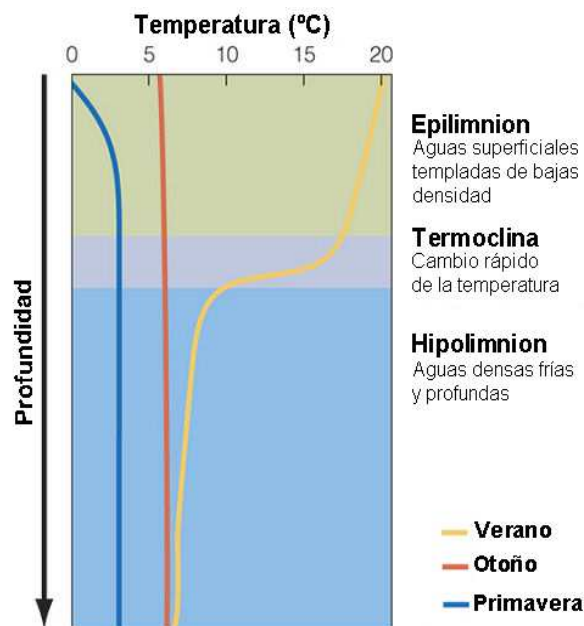
(1) Disponible en <http://www.usc/ehc>

pura es máximo a 3,94 °C (por definición 1,0000 g/ml) y mínimo para el hielo (0,9168 g/ml). Aunque pequeñas, estas diferencias de densidad son suficientes para evitar la mezcla del agua, y aumentan a mayores temperaturas. La influencia de la concentración de sales en la densidad del agua es muy pequeña (equivalente a la diferencia entre 9 y 10 °C) debido a que la variación espacial y temporal en un mismo sistema suele ser menor a 0,1 g/l. No obstante, puede importar en ciertas condiciones particulares como las que se presentan en lagunas costeras, en estuarios y en ciertos lagos endorreicos.

### 3.2.1. CICLOS TÉRMICOS

Cuando el calentamiento del agua superficial es más rápido que su mezcla con el agua profunda, todavía fría, se producen diferencias de densidad que impiden la mezcla total de la columna de agua. En consecuencia, el cuerpo de agua se estratifica, diferenciándose tres zonas, de la superficie al fondo. La estructura de una masa de agua estratificada se ilustra en la Figura 6 (Delgado *et al.*, 2008b).

La zona superior, denominada epilimnion, alcanza sólo unas pocas decenas de metros; es la zona de mayor temperatura y menor densidad, donde las aguas se mezclan debido a la



**Figura 6.** Estructura de una masa de agua estratificada (Delgado *et al.*, 2008b).

circulación superficial diaria inducida por olas y corrientes de superficie. Esta zona de circulación y mezcla puede encontrarse saturada en oxígeno y está sujeta a las condiciones climáticas regionales y a la influencia ambiental externa.

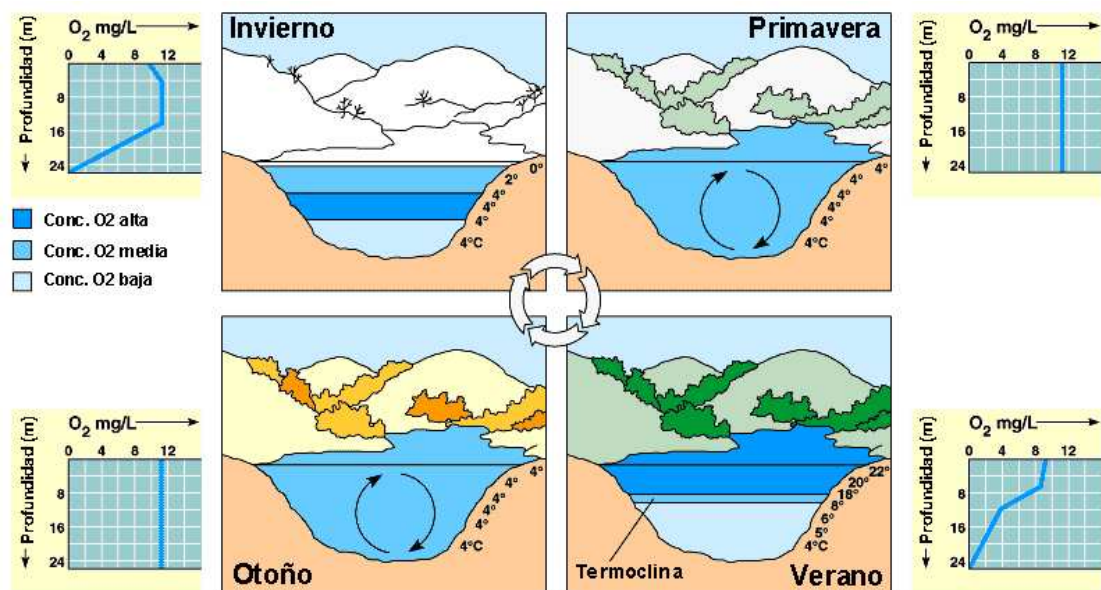
La zona profunda, o capa inferior, se conoce como hipolimnion. Se caracteriza por presentar menores temperaturas, pero homogéneas y relativamente constantes a lo largo del año. En relación a las capas superiores, tiene mayor densidad y menor contenido en oxígeno disuelto, que a veces resulta inexistente (anoxia). Constituye una masa de agua más vieja y está aislada de la capa superficial.

Ambas capas están separadas por el metalimnion, capa subhorizontal intermedia que presenta fuertes gradientes verticales físico y químicos y en la que se sitúa la termoclina, plano horizontal que une los puntos de máxima inflexión térmica, donde la temperatura cae con velocidad creciente. Correspondiendo a la definición de Birge (1915), la termoclina está limitada a una zona donde la temperatura cae al menos un grado centígrado por metro. Esta zona actúa como barrera ante el intercambio de materiales entre las capas superior e inferior, lo que hace que pronto sea insuficiente el suministro de oxígeno en el hipolimnion y de nutrientes en el epilimnion. En lagos templados se considera *termoclina* a una diferencia térmica mayor a 1°C por metro. En los cálidos es suficiente 0,1°C por metro (Coche, 1974; Lewis, 1983; Henry y Barbosa, 1989), debido a que un mismo incremento térmico produce a altas temperaturas una mayor diferencia de densidad que a bajas temperaturas. Por esta razón, estos lagos son tan estables como los templados, a pesar de sus menores diferencias de temperatura.

La estructura térmica así definida se denomina estratificación directa y se produce durante el verano en lagos de climas templados, profundos y expuestos al viento. Este fenómeno raras veces aparece en lagos pequeños y poco profundos, pues la circulación vertical es turbulenta por la acción del oleaje y el viento, lo que permite que no se produzcan diferencias térmicas y que el agua sea más turbia.

Debido a las condiciones meteorológicas atmosféricas y estacionales (sea por el ingreso directo de aguas de precipitación o de escorrentía, sea por el deshielo o como consecuencia de heladas o de calurosos días soleados, o por la transferencia de calor a

una profundidad limitada causada por el viento), las temperaturas del agua de los lagos varían continuamente con las estaciones en función de la climatología regional y la latitud, produciendo diferencias de densidad que influyen sobre la circulación vertical y la mezcla y que pueden cambiar y alterar la estratificación de las aguas. Cuando esto sucede, las aguas superficiales son reemplazadas por capas más profundas que ascienden. Al inicio de la estratificación, la mayor discontinuidad térmica comienza en la zona profunda y se eleva hasta estabilizarse. Cuando la temperatura del aire desciende, el epilimnion se enfría, aumenta su densidad y se hunde, mezclándose por convección. El metalimnion desciende hasta el fondo y desaparece. Este proceso favorece el desarrollo de peces, porque permite que los nutrientes, que normalmente ocupan el fondo, asciendan a la capa superior. También supone modificaciones en las características químicas del lago, puesto que los periodos de mezcla permitirán la entrada de ciertas cantidades de oxígeno hacia las zonas profundas, favoreciendo fenómenos de oxidación. En la Figura 7 se reproducen los perfiles de concentración de oxígeno para un lago con dos inversiones anuales de la masa estratificada en función de la estacionalidad (Delgado *et al.*, 2008b).



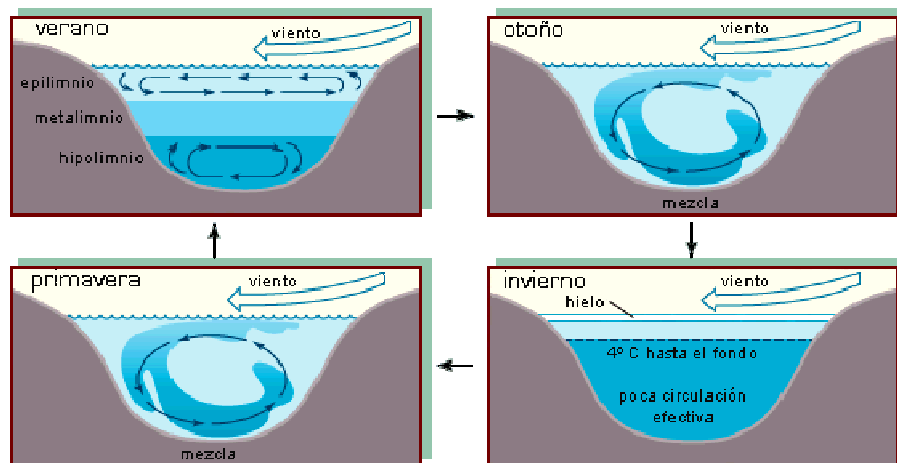
**Figura 7.** Perfiles de concentración de oxígeno para un lago con dos inversiones anuales de la masa estratificada en función de la estacionalidad (Delgado *et al.*, 2008b).

Los lagos que se encuentran en latitudes medias presentan cambios en la estratificación de sus aguas, especialmente durante los meses de verano. La mayoría de los lagos naturales presentan una circulación completa al año, consecuencia de la cual las propiedades son homogeneizadas sobre la columna entera de agua. Incluso los hay tan poco profundos que no forman hipolimnion y pueden homogeneizarse varias veces al año. Por el contrario, en la naturaleza son pocos los lagos que resisten la recirculación profunda y permanecen continuamente estratificados. Se trata de lagos muy profundos, en los que la mezcla se atenúa y detiene antes de llegar al fondo, formándose una capa profunda más densa, el monimolimnion, separado del mixolimnion superior que circula periódicamente por la quimoclina o quimolimnion, gradiente abrupto y permanente de salinidad o de sólidos en suspensión.

La comprensión y clasificación de los lagos en función de sus características de estratificación y mezcla resultan decisivas desde el punto de vista biológico. Numerosos autores se han interesado por la clasificación de los lagos a partir de sus características de estratificación y mezcla. De acuerdo con Wetzel (1983) y Hutchinson y Löffler (1956), los tipos fundamentales en función de la latitud y la altura son los siguientes:

- *Lagos fríos monomícticos:* En estos cuerpos acuáticos, tanto la temperatura del agua superficial como la profunda nunca supera los 4 °C. Durante los veranos, cuando el agua sobrepasa los 4 °C, puede producirse una circulación vertical que genera la mezcla de las aguas. Este tipo de lagos, que experimentan una única inversión anual de las masas estratificadas, se encuentran en las regiones polares o a gran altitud, en los cordones montañosos.
- *Lagos templados dimícticos:* En las zonas templadas, aquellos lagos suficientemente profundos tienen ciclos estacionales que alteran la estratificación de sus aguas. Durante los veranos, las aguas de las capas superiores se calientan más que las del fondo, consecuencia de la exposición superficial a la intensa y continua radiación solar como resultado de la sucesión de días despejados. Este factor origina una circulación de las aguas superficiales por convección, las cuales no se mezclan con las del fondo. La diferencia de temperatura entre las aguas superiores y las profundas da origen a la *termoclina*, que separa la capa superior

*epilimniom*, con aguas tibias y circulantes, de la capa profunda, *hipolimniom*, de aguas frías, profundas y no circulantes. En otoño la temperatura desciende en el *epilimniom* hasta igualar a la del *hipolimniom*, provocando la circulación total de las aguas del lago. Así se produce la mezcla completa de las aguas superficiales con las profundas en un periodo de tiempo relativamente pequeño. Durante el invierno se genera una estratificación inversa como consecuencia del congelamiento superficial, mientras que las del fondo permanecen a 4 °C. Esta temperatura corresponde al punto de máxima densidad del agua (3,98 °C). Cabe considerar que basta que una delgada monocapa superficial del lago descienda por debajo de esta temperatura para que los fenómenos de estratificación y mezcla se produzcan, no siendo imprescindible la presencia de hielo para que ello ocurra. En la Figura 8 se representa la pauta general de comportamiento de un lago templado dimíctico (Delgado *et al.*, 2008b).



**Figura 8.** Pauta general de comportamiento de un lago estratificado típico de regiones templadas que sufre dos procesos de mezcla completa a lo largo del año (dimíctico) (Delgado *et al.*, 2008b).

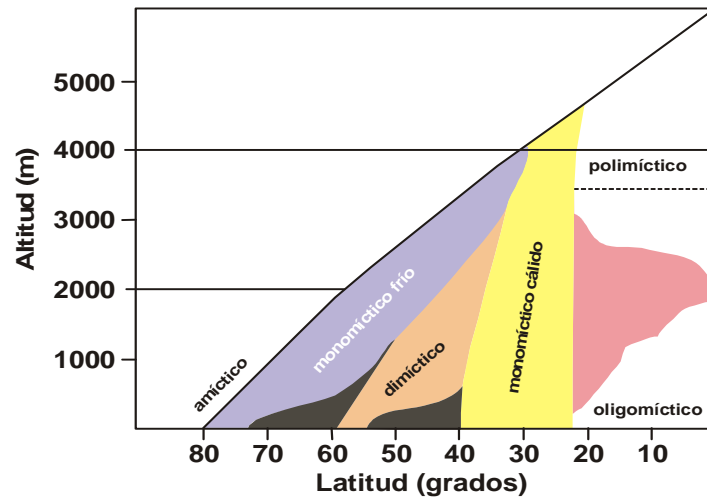
Durante la primavera la temperatura del epilimniom asciende, el hielo se funde o la temperatura superficial supera los 4 °C y, al hacerse el agua más pesada debido a que ha aumentado su densidad, desciende hacia el fondo provocando la subida de las aguas profundas. Así se establece una circulación total de las aguas con la

consiguiente fertilización de las capas superiores por el arrastre de nutrientes en suspensión desde el fondo.

- *Lagos templados y subtropicales monomícticos*: En estos lagos la temperatura del agua superficial nunca baja a 4°C y en invierno no se hielan. La mezcla vertical de las aguas solo se puede producir durante la estación fría y se estratifican en primavera.
- *Lagos tropicales oligomícticos*: Sufren más de dos inversiones a lo largo de un único año. La temperatura del agua superficial en este tipo de lagos oscila entre los 20°C y los 30°C, manteniéndose casi constante durante todo el año. El gradiente térmico es débil y el rango limitado, por lo que se producen cambios poco notorios. La circulación vertical es irregular y rara vez es total.

El caso particular de los lagos permanentemente helados recibe el nombre de amícticos y los que sufren más de dos inversiones a lo largo del año, es decir, los que presentan una circulación continua o casi continua, polimícticos. Estos pueden ser cálidos o fríos (Ruttner, 1963). En estos lagos la circulación es interrumpida por estratificaciones breves y débiles, que se rompen fácilmente por un enfriamiento rápido debido al viento. Lewis (1983) los subdivide en continuos y discontinuos, según se mezclen diariamente o no. En la Figura 9, figura modificada de Wetzel (1983), se muestra la distribución global de los lagos térmicos en relación con la latitud y la altura.

Se llaman lagos *meromícticos* (Findenegg, 1933, 1935) aquellos en los que la circulación de las aguas es incompleta, de modo que parte de su volumen (la zona más profunda) no participa en el proceso de inversión de las capas superiores, quedando excluido de la circulación estacional y, por tanto, del contacto con la atmósfera. Estos lagos permanecen permanentemente estratificados.

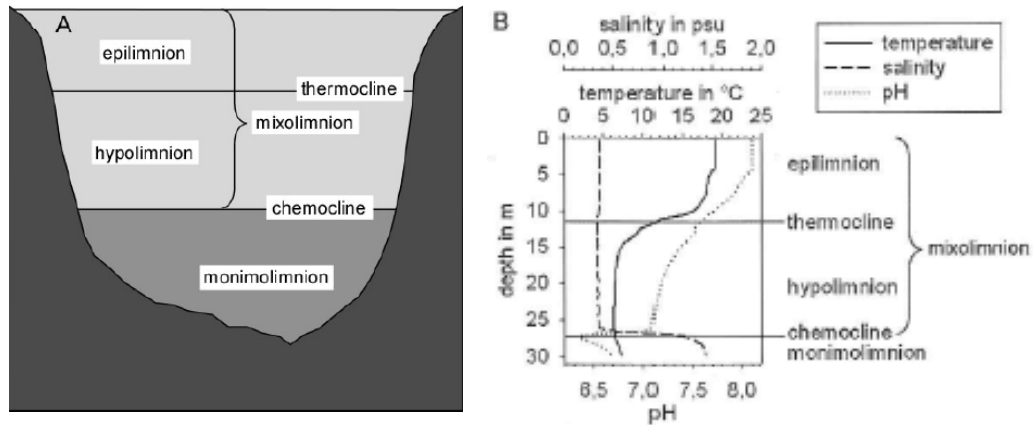


**Figura 9.** Distribución global de los lagos térmicos en relación con la latitud y la altura. Figura modificada de Wetzel (1983).

En estos cuerpos, el agua del fondo (monimolimnion), más densa y estancada, está excluida de la circulación y no se mezcla con las aguas por encima. Por el contrario, en la capa más elevada (mixolimnion) las aguas se mezclan por la acción del viento. Entre el mixolimnion y el monimolimnion solo existen intercambios limitados de materia disuelta a través de la quimioclina o interfase entre ambas capas. Una quimioclina es análoga a la termoclina e incluso, en algunos casos, la termoclina y la quimioclina coinciden. Los intercambios limitados entre mixolimnion y monimolimnion provocan que se puedan desarrollar propiedades químicas muy diferentes y contrastadas entre ambos estratos.

En la Figura 10 se ilustra la terminología de estratificación empleada en lagos meromíticos en una sección transversal de un lago meromítico que presenta estratificación térmica en el mixolimnion, por ejemplo, durante la estación estival. El mixolimnion se ve sometido a los procesos de estratificación y mezcla ya comentados. En la parte derecha de la figura se representan los perfiles de temperatura, salinidad y pH correspondientes a muestras tomadas en el lago Goitsche (Alemania), en agosto de 2005 (Boehrer y Schultze, 2006).





**Figura 10.** Sección transversal de un lago meromítico con estratificación térmica en el mixolimnion y perfiles de temperatura, salinidad y pH (Boehrer y Schultze, 2006).

El fenómeno de la *meromixis* no es común en la naturaleza, aunque se da en un cierto número de lagos en los que podemos encontrar en el fondo un agua con una densidad suficientemente alta para resistir la recirculación profunda. El mar Negro es el clásico ejemplo de este tipo de cuerpo, aunque similares masas naturales de agua existen a lo largo del globo. Hutchinson (1957) ha distinguido tres clases de meromixis en función de los mecanismos que crean una diferencia de densidad suficientemente grande entre el mixolimnion y el monimolimnion para provocar la estratificación permanente. En la Tabla 4 se identifican varios lagos naturales meromíticos con la clase de meromixis que presentan y los mecanismos de su creación. Dicha tabla ha sido elaborada a partir de la información proporcionada por Strom (1963); Sanderson *et al.* (1986); Jellison *et al.* (1998); Scharf y Oehms (1992); Halbwachs *et al.* (2004); Del Don *et al.* (2001); Rodrigo *et al.* (2001).

| LAGO                  | MEROMIXIS   | MECANISMO  |
|-----------------------|-------------|--|
| Tokke                 | Ectogénica  | Por introducción superficial de agua salada en un lago de agua dulce o de agua dulce en un lago de agua salada.  |
| Botnvatn              |             |  |
| Powell                |             |  |
| Mono                  |             |  |
| Schalkenmehrener Maar |             |  |
| Monoum                | Crenogénica | Por infiltración de agua salada subterránea en un lago de agua dulce.  |
| Nyos                  |             |  |
| Cadagnoï              |             |  |
| Kivi                  |             |  |
| Corintia (Austria)    | Biogénica   | Por enriquecimiento de sustancias disueltas en el monimolimnion como consecuencia de la actividad biológica: descomposición microbiológica de sustancias orgánicas (respiración) y fotosíntesis. |
| Meerfelder            |             |  |
| La Cruz (España)      |             |  |

**Tabla 4.** Lagos naturales meromíticos y mecanismo de su creación.

La meromixis conecta con concentraciones altas de organismos vivos y turbiedad elevada debida a los minerales precipitados en la zona de transición (quimioclina) y provoca fuerte anoxia, descomposición microbiológica y precipitación de materiales en el monimolimnion. En las aguas profundas, deficientes en oxígeno, sólo pueden existir formas anaeróbicas de vida. En los lagos meromícticos, la vida aeróbica se restringe a la región sobre la quimioclina.

### 3.2.2. ESTABILIDAD Y RESISTENCIA TÉRMICA RELATIVA

La estratificación térmica puede ser expresada como resistencia a la mezcla por medio de la *estabilidad* (S), o trabajo por unidad de área necesario para mezclar toda la columna de agua hasta alcanzar una temperatura uniforme sin adición ni sustracción de calor (Birge, 1915). Dokulil (1984) presenta la fórmula de Schmidt dada por Hutchinson (1957), levemente modificada, para obtener el índice de estabilidad:

$$S = \left( \frac{g}{A_0} \right) \int_{z_0}^{z_m} A_z (z - z_g) (\rho_z - \rho_m) dz$$

donde:

$\rho_m$ : densidad del agua durante la mezcla total ( $\text{kg/m}^3$ ).

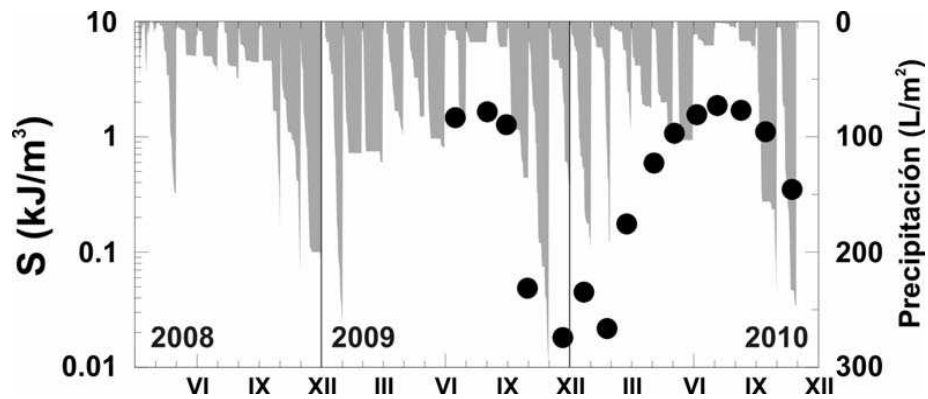
$A_0$ : área superficial del lago ( $\text{m}^2$ ).

$A_z$ : área del lago a la profundidad  $z$  ( $\text{m}^2$ ).

$\rho_z$ : densidad correspondiente a la profundidad  $z$  ( $\text{kg/m}^3$ ).

$z_g$ : profundidad del centro de gravedad para el volumen considerado (m).

Esta integral se obtiene por planimetría a partir de perfiles térmicos. Los valores de S son mínimos cuando la columna de agua es homogénea y máximos cuando la estratificación es más acusada.



**Figura 11.** Estabilidad ( $S$ ) de los 30 metros superficiales del lago minero de Meirama en función del tiempo (Delgado *et al.*, 2011b).

El valor de  $S$  representa el valor crítico de energía por unidad de superficie que es necesario superar por los agentes externos, como por ejemplo el viento, para que se produzca la mezcla de la masa de agua.

En la Figura 11 se muestra el índice de estabilidad de Schmidt calculado, en primera aproximación, para una columna equivalente a los 30 metros superficiales del lago minero en formación de Meirama (España), a partir de los datos de las campañas de seguimiento realizadas durante los treinta primeros meses de llenado. La precipitación representa los valores mensuales acumulados. En dicho gráfico se evidencia que los valores máximos de estabilidad se alcanzan en verano ( $\sim 1500 \text{ J/m}^2$ ), cuando la estratificación es más marcada, y los mínimos en invierno ( $\sim 20 \text{ J/m}^2$ ). Ello significa que, desde el punto de vista del trabajo mecánico, es preciso aportar mucha más energía para desestabilizar el volumen superior de agua del lago en verano que en invierno (Delgado *et al.*, 2011b).

Otro modo de medir la resistencia a la mezcla en cada capa de agua es la *Resistencia Térmica Relativa*:

$$RTR = \frac{(\rho_t - \rho_b)}{(\rho_4 - \rho_5)} = \frac{(\rho_t - \rho_b)}{(8 \times 10^{-6})}$$

donde  $\rho_t$  es la densidad en la parte superior y  $\rho_b$  en la inferior de la capa de agua,  $\rho_4$  y  $\rho_5$  la densidad a 4 y 5 °C, respectivamente.

Los parámetros de estabilidad y resistencia térmica del lago son importantes ya que proporcionan información sobre la posibilidad de que el agua del hipolimnion, con su calidad química y reserva de nutrientes correspondientes, se incorporen al epilimnion.

### **3.2.3. BALANCE TÉRMICO ANUAL**

El *balance térmico anual* es la diferencia entre el calor máximo y mínimo contenidos en una masa de agua durante un año, es decir, el intercambio calórico con el exterior ( $\text{cal/cm}^2 \text{ año}$ ). Esta magnitud permite conocer el efecto amortiguador de un lago sobre el clima local. Incluye factores como la elevación de la temperatura de fondo, la energía absorbida por los organismos y el efecto de afluentes y efluentes. El intercambio con el fondo puede importar en sistemas someros, pero el factor principal del balance es el intercambio de calor con el aire. Este se obtiene multiplicando la profundidad media (expresada en centímetros) por la diferencia entre las temperaturas medias de verano e invierno (Margalef, 1983).

El balance térmico puede calcularse representando gráficamente el producto  $A_z (T_{vz} - T_{iz})$  frente a la profundidad  $z$ .  $A_z$  es el área y  $T_{vz}$  y  $T_{iz}$  las temperaturas de verano e invierno a cada profundidad. El área encerrada por la curva se integra por planimetría y se divide por  $A_0$  (Wetzel, 1983) para obtener el intercambio por unidad de área.

El *flujo neto de calor* ( $H_n$ ) a través de la superficie del agua obedece a la siguiente expresión:

$$H_n = H_s + H_a + H_{br} + H_c + H_e + H_p$$

donde  $H_s$  es la radiación solar neta absorbida,  $H_a$  la radiación atmosférica neta absorbida,  $H_{br}$  la retrorradiación,  $H_c$  la transferencia de calor por convección,  $H_e$  por evaporación y  $H_p$  por precipitación. Esta ecuación se puede resolver si se disponen de datos meteorológicos del lugar (Stephen y Ford, 1975).

### **3.2.4. MUESTREO Y RESULTADOS**

La estructura térmica en un momento determinado se representa en un perfil de temperatura con una línea continua. Sobre ese perfil se superpone la resistencia térmica relativa, que se dibuja mediante barras horizontales. El ciclo térmico anual se representa mediante un diagrama donde el eje vertical representa la profundidad y el horizontal el tiempo. A cada fecha y profundidad corresponde un valor de temperatura. Estos diagramas, además de describir el ciclo y la estructura térmica, permiten cuantificar la capacidad de transporte del sistema, su estabilidad y la resistencia térmica.

Para representar estos diagramas normalmente es suficiente medir las temperaturas a lo largo de un perfil vertical en el punto de máxima profundidad. El número y la localización de puntos en el perfil vertical dependen de la profundidad, del gradiente térmico y del grado de detalle requerido. Tras un primer muestreo a intervalos regulares, es conveniente aumentar el número de puntos en el metalimnion.

El alcance del muestreo dependerá del ciclo térmico y será como mínimo de un año y en el momento en que se produzca la variación climática estacional. Para determinar las distintas estructuras térmicas se requiere una frecuencia mínima de muestreo estacional. Para caracterizar el ciclo térmico, es suficiente una frecuencia mensual, que es la más común en la literatura, si bien un estudio detallado del ciclo térmico y de la estratificación requiere una frecuencia semanal.

La temperatura puede medirse *in situ* por medio de sensores electrónicos (termopares, termistores). Se basan en que la resistencia de un conductor varía con la temperatura. Son de lectura instantánea y permiten obtener rápidamente un perfil detallado. Conectados a un termógrafo, proporcionan un registro continuo. Para obtener un valor más exacto, se mide al bajarlo y al subirlo, y se toma el promedio de ambas lecturas.

De no ser posible la medición *in situ*, se puede obtener el valor de temperatura a partir de muestras de agua tomadas en profundidad. El agua, por su alta capacidad calorífica, conserva la temperatura el tiempo suficiente para ello. Esta operación se realiza con botellas de muestreo que están provistas de un termómetro en su interior. Las botellas muestreadoras son recipientes cilíndricos o prismáticos, de vidrio o material acrílico o

plástico, de dos a seis litros de capacidad, abiertos en los dos extremos y con un sistema de cierre que se acciona a la profundidad deseada. Las hay de tres tipos: botella Ruttner, botella Van Dorn y botella Schindler.

### **3.3. CINÉTICA DE LOS SISTEMAS LACUSTRES**

Los lagos constituyen ecosistemas relativamente cerrados, en los que los patrones de circulación interna determinan en gran medida su evolución. La circulación interna es un fenómeno muy complejo, influido por varios procesos de intercambio con el ambiente. El cambio en la energía potencial de los lagos está relacionado con la fuerza de arrastre del movimiento del viento en la superficie del lago, los procesos de intercambio de calor en la superficie del lago y la radiación solar. La morfometría, la estratificación y la exposición al viento son los factores más importantes que determinan dichos movimientos (Wetzel, 1983).

#### **3.3.1. EL MOVIMIENTO DEL AGUA**

El movimiento del agua afecta a la distribución del calor y de las demás propiedades y componentes en los ecosistemas acuáticos. Es generado principalmente por el viento y comprende un espectro de oscilaciones rítmicas en la superficie y zonas profundas de los cuerpos de agua (Arocena, 1999).

La energía del viento crea una circulación a gran escala así como una turbulencia de pequeña escala debida a la acción de las olas. Cuando el agua en contacto con una interfase (aire, fondo u otra capa de agua de distinta densidad) supera cierta velocidad crítica de pocos mm/s, su movimiento se desordena, aparecen remolinos (*eddies*) y el flujo laminar se convierte en turbulento, que es el flujo comúnmente detectado en los sistemas acuáticos (Hutchinson, 1957). Así se mezclan las capas de diferente densidad, formándose un gradiente de velocidad (*shear*) y otro de densidad, perpendiculares a la dirección de la corriente. La turbulencia depende de la relación entre el cambio de velocidad y las propiedades viscosas del líquido, relación que puede ser definida por el número de Reynolds. Cuando este número excede de un valor crítico (entre 500 y 2000

para el agua), el flujo es turbulento, porque la velocidad media y la distancia sobre la que la velocidad es alterada aumentan y, en consecuencia, las fuerzas viscosas son insignificantes. El número de Reynolds puede calcularse a partir de la profundidad del lago y de la velocidad media del agua. Para profundidades superiores a 10 centímetros, es suficiente una velocidad de 10 cm/s para que el flujo sea turbulento.

Otro descriptor del flujo, fácilmente calculable para corrientes, es el número de Froude:

$$F = \frac{U}{\sqrt{gz}}$$

donde U es la velocidad del agua, g la aceleración de la gravedad y z la profundidad. F representa la relación entre las fuerzas inerciales y las gravitacionales, que diferencia entre flujos lentos ( $F < 1$ ) y flujos rápidos ( $F > 1$ ).

Dado que la velocidad del agua en contacto con el fondo es nula, en los lagos existe una zona de agua profunda, denominada capa límite, donde se produce un fuerte gradiente de velocidades. El espesor de esta capa depende de la rugosidad del fondo, rugosidad que puede obtenerse del tamaño de grano del sedimento (Allan, 1995).

### **3.3.2. EL TRANSPORTE TURBULENTO**

Una de las mayores dificultades en el análisis hidráulico de los lagos es la inclusión de los fenómenos turbulentos de transporte (*eddy fluctuations*). La distribución del movimiento turbulento puede estimarse por el transporte de una propiedad cualquiera a través de un plano, transporte definido como el producto del gradiente perpendicular al plano por un coeficiente de intercambio. Normalmente para calcular el transporte turbulento se utiliza la temperatura y el *coeficiente de difusión turbulenta* A (*Austausch, eddy diffusion*) que mide la intensidad de la mezcla en un gradiente de temperatura. El coeficiente A puede obtenerse de perfiles térmicos sucesivos, dividiendo las calorías por unidad de tiempo entre el promedio del gradiente térmico inicial y final. Valores típicos de A para aguas superficiales bien mezcladas varían entre 0,2 y 50 cm<sup>2</sup>/s, y para el metalimnion de lagos templados, de  $4 \times 10^{-6}$  a  $8 \times 10^{-4}$  cm<sup>2</sup>/s.

Otra forma de estudiar la estabilidad vertical de la columna de agua es la *frecuencia de Brunt-Vasala*, también llamada flotación (N), basada en la diferencia de densidades en un determinado rango de profundidad. Es una medida típica de estratificación por densidad (Kalff, 2002). Representa la frecuencia máxima a la que el oleaje interno puede mantenerse dentro de una masa de agua estratificada. Es igual a la frecuencia a la cual un paquete de agua puede oscilar cuando este sea sometido a desplazamientos verticales fuera de su posición de equilibrio (Boehrer y Shultze, 2006). Representando la gravedad por g, la densidad por  $\rho$  y la profundidad por z, se calcula por la siguiente expresión:

$$N = \frac{g}{\rho} \times \frac{\partial \rho}{\partial z}$$

### 3.3.3. OLAS

El viento imprime a la superficie del agua de la masa lacustre un movimiento de ondas superficiales viajeras, caracterizadas por su longitud ( $\lambda$ ), frecuencia ( $\nu$ ) y altura (h). Cuando la longitud de onda de las olas superficiales es menor a 6,3 centímetros, éstas se denominan ondas capilares o *ripples*, usualmente observadas en las orillas de los lagos. Las de mayor longitud son las ondas de gravedad. La altura máxima que pueden alcanzar las olas en un lago es proporcional a la raíz cuadrada del alcance efectivo o *fetch*:

$$h = 0,105\sqrt{f}$$

Cuando las ondas superficiales encuentran menor profundidad, su longitud disminuye y la altura aumenta. Si la relación h: $\lambda$  alcanza un valor 1:10, la onda se vuelve asimétrica, volcándose sobre su frente. Entonces, la energía resultante transporta sedimentos a zonas más profundas e inhibe el crecimiento de organismos no adaptados a esta turbulencia.

Si la turbulencia en el epilimnion aumenta, se producen ondas internas sobre el metalimnion, *seiches*, las cuales se tornan inestables y colapsan (inestabilidad de Kelvin-Helmholtz). Parte del agua es entonces atrapada en la circulación epilimnética y la superficie del metalimnion es deprimida. Las seiches u ondas internas pueden mover



organismos que viven en la termoclina, haciendo que aquellos que estén menos adaptados a la luz alta excedan sus capacidades fisiológicas de supervivencia ante exposiciones.

En sistemas grandes con vientos duraderos, el agua se acumula a sotavento donde sube su nivel, se hunde por gravedad y regresa sobre el fondo o sobre el metalimnion. Estas ondas, al ser reflejadas por las orillas, producen seiches llamadas *secas* por la exposición del litoral al secado periódico. La superficie del agua o la termoclina oscilan alrededor de un nodo sin movimiento vertical y con el máximo movimiento de vaivén horizontal, mientras en los extremos o antinodos sucede lo inverso. También existen secas transversales, con periodos y amplitudes menores, y secas múltiples muy complicadas cuando el largo y el ancho son similares. Las secas pueden ser uninodales, binodales o multinodales. Bajo los nodos, resultan corrientes horizontales máximas que son los mayores movimientos de agua profunda que se producen en los lagos.

El *período de la oscilación vertical superficial*  $t$  puede calcularse aproximando la masa de agua a una cubeta rectangular, muy larga y poco profunda, por medio de la expresión:

$$t = \frac{2L}{\sqrt{gz}}$$

donde  $L$  es la longitud de la cubeta,  $z$  su profundidad media y  $g$  la aceleración de la gravedad.

También pueden aparecer secas internas cuando el metalimnion se inclina y se produce un movimiento oscilatorio, de amplitud y período generalmente mayores que en la seca superficial. En este caso, el tiempo de oscilación se puede aproximar por la siguiente expresión

$$t = \frac{2L}{\sqrt{g \frac{(d_h - d_e)}{\left(\frac{d_h}{z_h} - \frac{d_e}{z_e}\right)}}}$$

donde  $d_h$  y  $z_h$  son la densidad y profundidad del hipolimnion y  $d_e$  y  $z_e$  las del epilimnion. Aunque esta fórmula corresponde a cubetas rectangulares con epilimnion e hipolimnion homogéneos, resulta una buena aproximación, pues proporciona valores cercanos a los hallados empíricamente.

### **3.3.4. CORRIENTES**

Las corrientes son movimientos no periódicos del agua generados principalmente por el viento. La relación porcentual entre la velocidad del viento y la del agua se denomina *factor del viento* y es cercano al 2% hasta una velocidad crítica (*ca.* 6 m/s), en que deja de comportarse linealmente.

Otras corrientes son las causadas por la entrada de un afluente en un sistema léntico, en el que el agua fluye dentro de un estrato de densidad similar. El agua entrante reduce su velocidad  $v$ , mientras aumenta la profundidad  $z$  hasta cierta sección crítica  $A$ , caracterizada por el número densimétrico de Froude. En lagos grandes se produce una circulación litoral constante, debido al calentamiento más rápido de las orillas. En lagos pequeños este fenómeno es de corta duración, a lo sumo de unos pocos días. Vientos superiores a 3 m/s producen corrientes verticales helicoidales, que forman celdas circulares entre líneas de convergencia y divergencia paralelas a la dirección del viento. Este tipo de circulación, llamada de Langmuir, es fácilmente observable porque en las zonas de convergencia se acumulan materiales y espuma.

### **3.3.5. EL TIEMPO DE RENOVACIÓN**

Frecuentemente interesa conocer el tiempo que la masa de agua requiere para renovarse totalmente en un ecosistema dado. Aunque distintas masas de agua pueden tener diferentes tiempos de residencia y las sustancias presentes estar sometidas a procesos que las retengan en el sistema por un lapso mayor, existe un tiempo promedio fácilmente calculable, que brinda una primera aproximación a la dinámica del sistema. El tiempo de renovación del agua es el cociente entre el volumen de la masa y el caudal de salida o entrada del sistema. Su recíproca es la tasa de renovación o veces que el agua se

renueva por unidad de tiempo. La distribución de los tiempos de renovación definida por la circulación en el lago proporciona una primera indicación del tiempo necesario para que se establezcan nuevas condiciones de equilibrio en la calidad de las aguas.

## **4. QUÍMICA DE LOS SISTEMAS LACUSTRES**

Aspectos químicos como los gases disueltos, el material disuelto y en suspensión, la composición iónica, el carbono, el nitrógeno, el fósforo y la sílice influyen en el funcionamiento del sistema lacustre como ecosistema (Conde y Gorga, 1999).

A continuación se describen cada uno de estos aspectos, su influencia en el ecosistema y la forma de determinarlos.

### **4.1. GASES DISUELTOS**

El oxígeno, el dióxido de carbono y el nitrógeno son los gases disueltos de mayor importancia biológica en los ecosistemas límnicos. Otros gases, como el metano, el sulfuro de hidrógeno y el monóxido de carbono, son importantes exclusivamente en condiciones anóxicas (Conde y Gorga, 1999).

#### **4.1.1. EL OXÍGENO**

El oxígeno disuelto en el agua ofrece información sobre las reacciones bioquímicas que tienen lugar en el medio; es un indicador de la carga orgánica al sistema, siendo utilizado en las determinaciones de producción primaria. Su concentración depende de parámetros físicos (presión, temperatura y concentración salina) y de factores biológicos (producción primaria y consumo oxidativo). Las aguas superficiales no contaminadas contienen entre 7 y 14 mg/l de oxígeno disuelto, aunque en situaciones de elevada productividad primaria o turbulencia pueden registrarse valores de sobresaturación. Altas cargas de materia orgánica redundan en valores bajos de oxígeno o en anoxia (ausencia de oxígeno). Para su determinación se utilizan sensores selectivos o métodos químicos. El uso de sensores brinda rapidez en las mediciones y posibilita un registro continuo de las mismas. El método químico más usado es el de Winkler de 1888, modificado por Carpenter (1964).

La concentración real del oxígeno puede expresarse como porcentaje de su concentración de saturación a la temperatura, salinidad y presión (o altitud) correspondientes.

Los cambios a largo plazo de oxígeno y de dióxido de carbono en el hipolimnion permiten estimar la productividad heterotrófica de un sistema acuático, asumiendo que la materia orgánica es exclusivamente sintetizada en la zona trofogénica y que, tras sedimentar, se descompone totalmente en el hipolimnion. A pesar de la mezcla de capas de agua o la liberación de sustancias orgánicas desde el sedimento, existe una asociación general entre estos cambios y la actividad heterotrófica total en ambientes que se estratifican periódicamente. Sin embargo, el procedimiento no puede utilizarse si el hipolimnion se vuelve completa o parcialmente anóxico.

#### **4.1.2. EL CONSUMO DE OXÍGENO**

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es una medida indirecta de la materia orgánica presente en efluentes y aguas contaminadas (APHA, 1995) y se determina a partir de la diferencia entre la concentración de oxígeno antes y después de la incubación de muestras de agua en oscuridad a 20 °C durante 5 días. En ocasiones, el agua de desecho demanda más oxígeno que el presente en la muestra, por lo que es necesario realizar diluciones. En virtud de los requerimientos bacterianos, es necesario agregar nutrientes al agua de dilución y conservar un pH cercano a la neutralidad. En caso de existir un elevado número de bacterias nitrificantes, el consumo de oxígeno debe ser inhibido a fin de no sobrestimar los resultados del análisis (APHA, 1995). También se debe incubar un blanco de agua de dilución para controlar el consumo de oxígeno o el de los reactivos.

La demanda química de oxígeno (DQO) es una medida del contenido de materia orgánica susceptible a la oxidación química (APHA, 1995). Los métodos disponibles (reflujo abierto, y reflujo cerrado titrimétrico o colorimétrico) se basan en la digestión con un oxidante fuerte como el dicromato de potasio. En el método de reflujo abierto la muestra se digiere en presencia de un oxidante fuerte y se mide espectrofotométricamente. Para coleccionar las muestras se debe utilizar botellas de vidrio. Si el análisis no se realiza de inmediato, se

tiene que preservar a valores de pH inferior a 2 con  $H_2SO_4$ . En las muestras con valores de DQO muy altos, se deben llevar a cabo diluciones.

#### **4.1.3. EL DIÓXIDO DE CARBONO**

El dióxido de carbono es doscientas veces más soluble en el aire que en el agua y se difunde por diferencias de presión según la Ley General de los Gases. Factores abióticos (como la altitud, la acidez y la concentración de calcio) afectan su solubilidad. Una fracción del dióxido de carbono atmosférico que se disuelve en el agua se hidrata a ácido carbónico, que se disocia rápidamente en bicarbonato y, posteriormente, en carbonato. Las proporciones de estas fracciones varían con la fotosíntesis, la respiración aeróbica y la oxidación de la materia orgánica (Conde y Gorga, 1999).

La concentración de dióxido de carbono libre puede calcularse por titulación con hidróxido de sodio o mediante cálculo a partir de los valores de pH y alcalinidad. En el primer caso, el anhídrido carbónico reacciona con carbonato de sodio para formar bicarbonato de sodio. La precisión del método es del 10% de la concentración final.

Durante el día, la concentración de  $CO_2$  en el epilimnion disminuye debido a la fotosíntesis, mientras que en el hipolimnion la oxidación de la materia orgánica la incrementa. Debido a que la concentración de dióxido de carbono en el hipolimnion es directamente proporcional a la producción en el epilimnion y, suponiendo que no existen otras pérdidas o entradas, se ha propuesto la acumulación de dióxido de carbono en el hipolimnion para clasificar los lagos desde un punto de vista trófico (Wetzel, 1983). La ventaja frente al cálculo del déficit hipolimnético de oxígeno es que puede ser aplicada en condiciones aeróbicas y anaeróbicas. A pesar de que, generalmente, se subestiman la descomposición orgánica en el epilimnion y la acumulación de restos orgánicos en el sedimento o se usan cocientes respiratorios bajos, el parámetro suele correlacionarse con la productividad del medio.

El cálculo requiere estimar los cambios y el origen de varios compuestos inorgánicos de carbono durante el período de estratificación: el  $CO_2$  libre y el bicarbonato acumulado durante la descomposición, la fracción del bicarbonato presente como carbonato de

amonio volátil de origen orgánico, el bicarbonato no volátil, la mitad del cual es de origen metabólico, y la otra mitad del bicarbonato no volátil, que se incorpora al sedimento como  $\text{CaCO}_3$ . Si la suma de estos aportes de  $\text{CO}_2$  se calcula para todo el hipolimnion y se multiplica por la relación de volúmenes entre hipo y epilimnion, se obtiene la intensidad de asimilación relativa ( $\text{mg CO}_2/\text{l mes}$ ) para todo el sistema. Este valor permite conocer la cantidad de  $\text{CO}_2$  incorporado fotosintéticamente en el epilimnion durante el período de observación (Wetzel y Likens, 1991).

## **4.2. MATERIAL DISUELTO Y EN SUSPENSIÓN**

El agua lleva sustancias disueltas (menores a  $0,45 \mu\text{m}$ ), así como material particulado en suspensión (seston), el cual se compone de una fracción orgánica viva (plancton) y de una fracción detrítica orgánica e inorgánica (tripton). Los sólidos disueltos se pueden determinar por diferencia de peso, evaporando un volumen conocido de una muestra filtrada. El material en suspensión se obtiene filtrando un volumen conocido, mientras que el material orgánico suspendido se calcula por diferencia de peso tras eliminarlo por ignición (APHA, 1995).

### **4.2.1. LA TASA DE SEDIMENTACIÓN**

La composición y la tasa de sedimentación y de la materia particulada que decanta desde la columna de agua al sedimento proporcionan información relevante sobre el funcionamiento del ecosistema lacustre. En estos ecosistemas existe un fuerte gradiente vertical determinado por la penetración de la luz que delimita, según se indicó en el apartado 3.1.4, una región donde predomina la producción y síntesis y otra más profunda donde prevalece la descomposición y respiración. Parte del material sintetizado en los estratos superiores es reciclado, mientras que otra parte sedimenta. El flujo de materiales está constituido, principalmente, por organismos, detritus, partículas inorgánicas y materiales resuspendidos desde los sedimentos. Este flujo continuo de materiales representa una pérdida de nutrientes y biomasa de la zona trofógena hacia los sedimentos, una fuente de alimento para la comunidad bentónica y una carga interna por

reincorporación de materiales mediante resuspensión hacia la región trofogénica. En cuencas con alta erosión de suelos, la sedimentación puede ser muy alta y provocar efectos nocivos en la biota (obstrucción de órganos respiratorios, soterramiento de organismos) y una alta demanda de oxígeno disuelto en el agua de fondo y los sedimentos. La sedimentación en lagos y embalses puede provocar una pérdida importante del volumen (hasta 8% anual). Las tasas de sedimentación varían entre 200 y 2000 g de seston seco/m<sup>2</sup> año y entre 60 a 300 g de materia orgánica/m<sup>2</sup> año (Margalef, 1983).

La distribución vertical del material particulado y su acumulación en capas más profundas o en el fondo puede ser estudiada mediante trampas de sedimentación. Las cámaras de sedimentación permiten colectar partículas raras o con bajos tiempos de residencia en la columna de agua. El material recogido en un cierto tiempo es analizado por técnicas estándar, obteniéndose una medida cualitativa y cuantitativa de la acumulación de las sustancias sedimentadas. Se han desarrollado diversos diseños de trampas, dependiendo de las características del sistema en estudio y de la fracción del material que se desea colectar. Las trampas pueden ser colocadas a una profundidad fija, o utilizar varios colectores a diferentes profundidades. Algunas de las precauciones más importantes al definir el diseño de muestreo son el número de réplicas y el tiempo de exposición requerido, la cuantificación de la resuspensión, la entrada de zooplancton y la fijación del perifiton, entre otros. Los colectores más utilizados y recomendados son tubos cilíndricos con una relación altura/diámetro mayor a 7 y un diámetro interno menor o igual a 5 centímetros.

### **4.3. COMPOSICIÓN IÓNICA**

Además de oxidrilo e hidrogeniones, los iones presentes en los ambientes límnicos pueden agruparse en:

- a) de origen principalmente marino: Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, Mg<sup>2+</sup>.



- b) provenientes de la atmósfera, suelos y/o rocas de la cuenca:  $\text{Si}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ .
- c) dependientes del potencial de oxidación-reducción:  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ .

En la práctica, la composición iónica se expresa numéricamente como la suma de la concentración de los ocho iones principales o macroconstituyentes, parámetro similar a sólidos disueltos totales. Las aguas dulces están dominadas, generalmente, por soluciones de compuestos alcalinos y alcalinotérreos, particularmente bicarbonatos y carbonatos, cuyo orden de importancia es  $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{Na} > \text{K}$ , y  $(\text{HCO}_3 + \text{CO}_3) > \text{SO}_4 > \text{Cl}$ . Las concentraciones de Mg, Na, K y Cl son estables en el tiempo y dependen poco de su utilización biológica, mostrando alta correlación con la conductividad (componentes de proporcionalidad constante). Por su parte, las concentraciones de  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{SO}_4$  y Ca están más influenciadas por la actividad biológica, por lo que algunos autores las incluyen como componentes de proporcionalidad variable, junto con los microconstituyentes ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$ ,  $\text{SiO}_2$ , Fe, etc.). La sílice puede ser importante en ciertos sistemas de aguas alcalinas y pH elevado. La importancia ecológica de los macroconstituyentes no consiste en que sean indispensables para la vida, debido a que normalmente están en exceso, sino en su influencia sobre la presión osmótica interna de los organismos y en los equilibrios iónicos del medio externo. Las concentraciones de los macroconstituyentes muestran una elevada relación mutua y cada uno, así como el conjunto, está altamente correlacionado con la conductividad del agua.

#### **4.3.1. PH**

El pH de las aguas naturales depende de las características de la cuenca de drenaje, de la fotosíntesis, de la capacidad de amortiguación del medio, de la oxidación de la materia orgánica y de la transformación química de sustancias minerales, así como de la adición de contaminantes. El pH permite detectar zonas de polución industrial y calcular las diferentes formas de carbono inorgánico.

Además de los métodos colorimétricos y los papeles sensibles a ciertos rangos, el pH se determina normalmente con sensores eléctricos (pH-metro), con los que se puede obtener una precisión de 0,05 unidades de pH, aunque 0,1 representa un límite aceptable.

#### **4.3.2. CATIONES**

Todos los cationes pueden ser determinados por espectrofotometría de absorción atómica, en la cual la muestra es aspirada y atomizada dentro de una llama. En esta metodología se emite un haz de luz de cierta longitud de onda, que permite registrar la cantidad de luz absorbida por el elemento problema atomizado sobre la llama. Debido a que cada elemento absorbe en una longitud de onda determinada, en cada caso se utiliza una fuente de luz específica, evitando así interferencias espectrales. La cantidad de energía absorbida en la llama es proporcional a la concentración del elemento.

##### **4.3.2.1. CALCIO**

El calcio es un micronutriente esencial para el crecimiento de la flora acuática (Conde y Gorga, 1999). Es uno de los cinco elementos más abundantes en el agua y su determinación proporciona información sobre la circulación del agua a través de depósitos de limo y dolomía. Se origina en la erosión del suelo y su concentración en lagos tiene poca variación vertical y estacional (10-50 mg/l), aunque puede haber una acumulación hipolimnética por descomposición en lagos muy productivos (80 mg/l). En aguas mineralizadas puede observarse durante el verano una descalcificación epilimnética por precipitación, inducida por el sistema carbónico-carbonatos. Parte del carbonato precipitado es resolubilizado en el hipolimnion, otra fracción es adsorbida a compuestos orgánicos y parte se deposita permanentemente en los sedimentos. La absorción atómica es un método preciso para la determinación del calcio, pero la titulación con permanganato y EDTA son más adecuados para los análisis de rutina.

#### **4.3.2.2. MAGNESIO**

El magnesio es requerido por organismos fotosintéticos y hongos en cantidades por debajo de las disponibles en las aguas dulces, por lo que sus concentraciones son relativamente conservativas (20-30 mg/l). Es muy soluble a pH menor a 10, por lo que raramente se encuentra en forma precipitada. Se puede determinar mediante el método gravimétrico por remoción de oxalato y amonio o por doble filtración y, también, por el método de diferencia entre la dureza total y la dureza del calcio.

#### **4.3.2.3. SODIO Y POTASIO**

Los cationes monovalentes sodio y potasio están involucrados en el transporte e intercambio iónico a nivel celular y pueden condicionar el crecimiento de algas cianofíceas en concentraciones menores a 4 mg/l (Conde y Gorga, 1999). Ambos elementos son altamente solubles, por lo que no son comunes las variaciones espacio-temporales de sus concentraciones (4-6 mg/l).

La fotometría de llama permite la determinación directa del sodio por comparación con un estándar a 589 nm de longitud de onda. Dependiendo de la calidad del equipo utilizado, es posible detectar concentraciones de 100 µg/l e, introduciendo algunas modificaciones, de hasta 10 µg/l.

#### **4.3.3. ANIONES**

##### **4.3.3.1. BICARBONATO Y CARBONATO**

El bicarbonato es la principal forma de carbono inorgánico (30-80 mg/l) en aguas de pH entre 6,4 y 8,3 y, en general, se halla combinado con calcio o magnesio, por lo que la mayoría de las aguas dulces son del tipo bicarbonato-cálcicas. A pH mayor a 8,3 tiene mayor importancia el CO<sub>3</sub>. Las concentraciones de bicarbonato y carbonato pueden calcularse mediante la alcalinidad y el pH.

#### **4.3.3.2. SULFATO**

En general, en sistemas de agua dulce el  $\text{SO}_4^{2-}$  es el segundo anión en importancia, pudiendo ser superado a veces por el silicato, aunque en lagos ácidos es, normalmente, el ión principal. Su fuente más importante es la precipitación atmosférica, pero también puede provenir de la oxidación de los sulfuros. Lagos volcánicos, manantiales y cuencas cerradas con alta evaporación son ambientes con una alta concentración de sulfato.

Se determina por el método turbidimétrico. En este método el ion sulfato es precipitado en medio ácido con cloruro de bario para formar cristales de sulfato de bario de tamaño uniforme (APHA, 1995). La turbidez se determina a 420 nm o con turbidímetro, aunque este último es menos sensible por lo estrecho de la escala. El método es aplicable en aguas superficiales y subterráneas, efluentes industriales y domésticos con concentraciones entre 3 y 40 mg/l.

#### **4.3.3.3. CLORURO**

El cloruro no es un elemento dominante en sistemas de agua dulce (8 mg/l), pero existen excepciones en lagos con aportes oceánicos, con depósitos de evaporitas marinas o en sistemas contaminados por desechos industriales. Las variaciones que se pueden encontrar no están influenciadas por la actividad biológica y se deben, fundamentalmente, a características hidrológicas de la cuenca de drenaje. Se puede determinar por potenciometría y por titulación con nitrato de mercurio.

#### **4.3.4. DUREZA**

La dureza del agua se define como la concentración total de calcio y magnesio. Cuando la dureza es mayor a la alcalinidad determinada por la suma de carbonato y bicarbonato, la dureza equivalente a la alcalinidad total es denominada carbonatada y el excedente no carbonatada. Si el valor de dureza es igual o menor al de la alcalinidad total, toda la dureza es carbonatada. La dureza puede determinarse en forma simple mediante el uso de *kits* de campo poco precisos, por medio de cálculo o por titulación con EDTA.

#### **4.3.5. CONDUCTIVIDAD**

La conductividad eléctrica es el recíproco de la resistencia específica medida entre dos electrodos de un centímetro cuadrado de área y separados por un centímetro. Es una medida de la capacidad de una solución para conducir una corriente eléctrica y aumenta con la concentración iónica, por lo que se utiliza para estimar la mineralización global del agua. Se expresa en microohmios por centímetro ( $\mu\text{ohms/cm}$ ) o microsiemens por centímetro ( $\mu\text{S/cm}$ ) y se refiere a 20 o 25 °C, ya que la temperatura afecta la velocidad iónica, aumentando la conductividad en, aproximadamente, 2% por cada °C. La conductividad es la suma de la conductividad específica de cada ión multiplicada por su concentración expresada en equivalentes, lo que permite verificar los resultados de los análisis. Los valores habituales de conductividad en agua dulce varían de menos de 50  $\mu\text{S/cm}$  en áreas poco mineralizadas, a 500-1000  $\mu\text{S/cm}$  en cuencas sedimentarias. La conductividad expresada en  $\mu\text{S/cm}$  multiplicada por un factor entre 0,55 y 0,7 corresponde, aproximadamente, al valor de sólidos disueltos totales expresados en mg/l. Asimismo, expresada en mS/cm y multiplicada por 0,6, corresponde, aproximadamente, a la salinidad en ‰.

La conductividad se determina con un conductímetro (electrodo selectivo acoplado a un potenciómetro) que debe ser calibrado con una solución estándar de cloruro de potasio 0,01 N (745,6 mg de KCl en un litro de AD desionizada). A 25 °C esta solución tiene una conductividad de 1413  $\mu\text{S/cm}$ . Los sensores de última generación permiten compensar la temperatura en forma manual o automática. Tras colocar el electrodo en la muestra, se debe esperar que la medida se estabilice. Al medir, se debe agitar horizontal y suavemente el electrodo.

#### **4.3.6. BALANCES IÓNICOS**

Teóricamente, la suma de las concentraciones de los aniones debe igualar a la de los cationes presentes en una muestra de agua, si las cantidades son expresadas en meq/l. En forma similar, la conductividad total de una muestra de agua estimada con un conductímetro debe ser igual a la suma de las conductividades específicas de los iones

presentes. En la práctica, esto presenta desvíos, por lo que la realización de balances iónicos permite conocer la fiabilidad de los análisis realizados.

#### **4.4. CARBONO**

En las aguas lacustres, el carbono inorgánico se presenta en forma libre ( $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) o disociada ( $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{CO}_3^{2-}$ ), mientras que la fracción orgánica está constituida por una variedad de compuestos en diferentes estados de oxidación. Las formas inorgánicas representan la fuente de carbono para la síntesis de nueva materia orgánica, mientras que el carbono orgánico disuelto absorbe la radiación fotosintéticamente activa y la ultravioleta, determina la movilidad y toxicidad de ciertos elementos e influye en la productividad primaria (Thurman, 1985).

Las fracciones de carbono inorgánico se pueden determinar gráficamente (Moore, 1939) o mediante fórmulas obtenidas a partir de las constantes de ionización, utilizando los valores de alcalinidad y de pH. La alcalinidad expresa, numéricamente, la cantidad de bases (Ca, Mg, Na y K) en equilibrio (formando sales) con los aniones principales ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ , Cl y  $\text{SO}_4$ ). Se debe principalmente a la presencia de carbonatos y bicarbonatos de metales alcalinotérreos (Ca y Mg), por ser éstos los iones más abundantes. En los lagos, generalmente existe un aumento de la alcalinidad con la profundidad, ya que el anhídrido carbónico aumenta por respiración y descomposición de la materia orgánica. La alcalinidad permite también estimar el grado de mineralización del agua (aguas con alcalinidad por debajo de 1 meq/l se consideran poco mineralizadas). El valor de la alcalinidad se puede obtener por el método de Wattenberg o, con mayor precisión, por el método Gran (1952).

Las formas orgánicas de carbono pueden ser oxidadas mediante acción biológica y procesos químicos. La determinación de  $\text{DBO}_5$  y DQO proporciona valiosa información sobre la magnitud de estos procesos. No obstante, la presencia de compuestos, que no dependen de la actividad biológica, impide calcular el carbono orgánico total (COT) a partir de los valores de  $\text{DBO}_5$  y DQO. El carbono orgánico total provee una medida directa y más aproximada de la cantidad de carbono presente pero, por ser independiente del

estado de oxidación de la materia orgánica, no sustituye las determinaciones de DBO<sub>5</sub> y DQO. Para poder determinar la cantidad de carbono, las moléculas orgánicas deben degradarse hasta obtener una forma molecular más simple que pueda medirse cuantitativamente. Esto puede lograrse de diferentes maneras (calor, radiación ultravioleta, oxidantes químicos o una combinación de algunos de ellos) mediante la aplicación de diversos procedimientos (APHA, 1995). Wetzel y Likens (1991) detallan una técnica espectrofotométrica de baja precisión para determinar la fracción particulada de carbono orgánico mediante oxidación húmeda con dicromato de potasio y ácido sulfúrico.

#### **4.5. NITRÓGENO, FÓSFORO Y SÍLICE**

Además del oxígeno, el hidrógeno y otros elementos menores, la composición relativa de la materia orgánica se aproxima a las relaciones atómicas C:N:P establecidas por Redfield para el plancton marino (106:16:1). Estudios recientes indican que en aguas dulces, estas relaciones son sustancialmente mayores que las propuestas por Redfield. El elemento cuya concentración externa se aproxime más al mínimo crítico necesario para los organismos será el elemento limitante (Ley del Mínimo de Liebig). Mientras el nitrógeno y el fósforo pueden tener el carácter de limitantes para la producción primaria, el carbono normalmente presenta concentraciones, en el medio, superiores a los requerimientos metabólicos.

La concentración de cada nutriente en una muestra de agua se obtiene desarrollando un compuesto coloreado mediante reactivos específicos. La intensidad del color, medida por espectrofotometría, será proporcional a la concentración. La espectrofotometría se basa en que cada sustancia posee un espectro molecular característico, por lo que absorbe radiaciones de longitudes de onda de acuerdo a su estructura atómica. La radiación que pasa a través de una sustancia en solución es absorbida en forma exponencial, y en cantidad proporcional a la concentración de la sustancia, según la Ley de Beer-Lambert:

$$I_t = I_0 e^{-klc}$$

donde  $I_t$  es la intensidad de la luz transmitida,  $I_0$  la intensidad de la luz incidente,  $k$  el coeficiente de absorción del fluido,  $l$  la longitud del trayecto óptico y  $c$  la concentración de la muestra. El triple producto  $klc$  es la absorbancia  $A$ :

$$A = \log \frac{I_0}{I_t}$$

Para transformar la absorbancia en unidades de concentración se construyen curvas de calibración con soluciones de concentración conocida, que permiten interpolar la concentración a partir de la absorbancia de las muestras problema.

#### **4.5.1. NITRÓGENO**

Las formas inorgánicas más frecuentes del nitrógeno son  $N_2$ ,  $NH_3/NH_4^+$ ,  $N_2O$ ,  $NO$ ,  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$ . Si bien el nitrógeno no forma compuestos insolubles, puede encontrarse adsorbido a partículas o asociado a compuestos húmicos. El nitrógeno orgánico incluye proteínas, péptidos, ácidos nucleicos y urea y se encuentra en concentraciones que varían desde cientos de microgramos en lagos hasta más de 20 mg/l en aguas residuales. En sistemas naturales suele encontrarse una proporción similar entre las formas disueltas orgánicas e inorgánicas. Los análisis de rutina se centran en la determinación del N total y total disuelto,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$  y  $NH_4^+$ .

#### **4.5.2. FÓSFORO**

El fósforo aparece en aguas naturales y residuales, principalmente en forma particulada inorgánica u orgánica. Una parte, generalmente menor, se encuentra en forma disuelta, orgánica (nucleótidos, polinucleótidos, sustancias húmicas, poli, meta y ultrafosfatos) o inorgánica ( $PO_4^{-3}$ ,  $HPO_4^{-2}$ ,  $H_2PO_4^-$ ). La demanda de fósforo por bacterias y algas es muy alta, debido a que las formas asimilables corresponden principalmente a las inorgánicas disueltas. El fósforo constituye en muchos sistemas el nutriente limitante de la producción primaria, resultando determinante del estado trófico de los mismos. El aumento de este



elemento en el medio acuático está relacionado con diversas actividades humanas, principalmente el uso de fertilizantes y detergentes. A diferencia del nitrógeno, la forma gaseosa del fósforo no es significativa, aunque existe una reserva importante en los sedimentos, cuya liberación contribuye a la eutrofización de los ecosistemas acuáticos.

#### **4.5.3. SÍLICE**

Se encuentra fundamentalmente como ácido silícico disuelto y sílice particulada, esta última como parte de organismos, adsorbida a partículas inorgánicas o formando complejos orgánicos. La principal fuente de este nutriente es la degradación de silicatos. La sílice está presente en las aguas naturales en concentraciones de 1 a 30 mg/l (media mundial de ca. 13 mg SiO<sub>2</sub>/l). Es de gran importancia para las diatomeas, que lo utilizan en la formación de sus frústulas, siendo las principales reguladoras de la sílice en los sistemas acuáticos.

## **5. ECOLOGÍA Y BIOLOGÍA DE LOS SISTEMAS LACUSTRES**

Las masas lacustres constituyen un complejo sistema en el que coexisten y se interrelaciona un conjunto de especies vegetales y animales. En este apartado se describen los conceptos fundamentales de la ecología lacustre.

### **5.1. EL CONCEPTO DE TROFÍA**

Los ciclos biogeoquímicos que tienen lugar en los lagos están determinados, en parte, por la carga externa del ecosistema lacustre desde la cuenca de drenaje. La trofía de un lago se refiere a la velocidad con que la materia orgánica es provista al lago a partir de la producción autóctona y de fuentes alóctonas. El concepto de *trofía* de un lago está relacionado con el metabolismo integral del ecosistema hídrico, determinado por el suministro orgánico a través de dos fuentes: la carga nutriente de la escorrentía de las cuencas tributarias sumada a la productividad del propio sistema receptor.

#### **5.1.1. LA PRODUCTIVIDAD DE LOS CUERPOS DE AGUA**

La productividad de un cuerpo de agua se define como la habilidad que tiene para producir biomasa. Resulta de la combinación de factores físicos y químicos. Una alta productividad requiere de grandes cantidades de CO<sub>2</sub>, nitratos, fósforo y hierro. Además, hay que considerar que propiedades físicas como la temperatura, la turbulencia y la transparencia del agua afectan a la vida acuática. Las bajas temperaturas suponen procesos biológicos lentos y las altas son fatales para muchos organismos. La turbulencia influye en los procesos de transporte de nutrientes y eliminación de residuos y la transparencia del agua determina el crecimiento de las algas. El agua potable requiere baja productividad, mientras que una alta productividad resulta útil para la vida acuática y sirve como base para la cadena alimenticia en ecosistemas acuáticos.

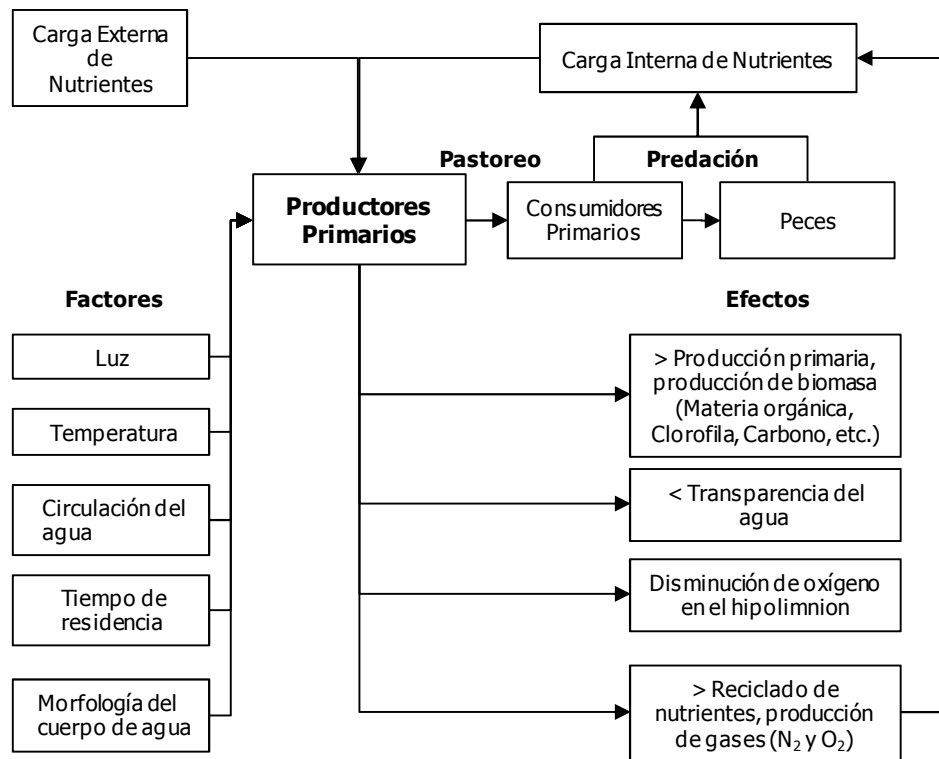
La carga externa de nutrientes y materia orgánica es decisiva para la productividad del lago, dentro de los límites que imponen las condiciones climáticas, el tiempo de

residencia, la tasa de renovación, etc., para distintas áreas en diferentes latitudes. Un incremento de producción vegetal implica una disminución de oxígeno en su masa de agua más profunda (hipolimnion) lo que, a su vez, genera una liberación de nutrientes a partir de los sedimentos.

El aporte de nutrientes desde los sedimentos hacia el ecosistema lacustre constituye lo que se denomina la *carga interna*. Vollenweider (1968) fue el primero en formular criterios cuantitativos de carga para el fósforo y nitrógeno y las condiciones tróficas esperadas en los cuerpos de agua (concepto de la carga de nutrientes). Como el fósforo resulta ser habitualmente el factor limitante inicial para el crecimiento de las plantas, las aproximaciones y modelos de carga cuantitativos se refieren, en su mayoría, a este elemento.

### **5.1.2. LA EUTROFIZACIÓN**

El término eutrofización se utiliza para describir los efectos biogeoquímicos y biológicos derivados de un incremento en el suministro y en la disponibilidad de nutrientes, generalmente nitrógeno y fósforo, pero, en ocasiones, de otros como sílice, potasio, calcio, hierro o manganeso, en los ecosistemas acuáticos. La eutrofización consiste en forzar un sistema acuático desde el exterior, con la incorporación de más nutrientes, y también de materia orgánica, que alteran temporalmente las condiciones de equilibrio, induciendo desviaciones en las características del sistema, en su composición biótica y en su sucesión (Margalef *et al.*, 1976). Esta productividad excesiva de nutrientes introduce cambios físicos, químicos y biológicos en la calidad del agua, según se refleja en la Figura 12, y produce decaimiento de biomasa, consumo de oxígeno y producción de olor. Constituye un ejemplo de contaminación distribuida dentro del lago (no puntual) debido a usos del suelo y a las prácticas utilizadas en la cuenca, aguas arriba.



**Figura 12.** Cambios físicos, químicos y biológicos en la calidad del agua, causados por el proceso de eutrofización.

A escala global, la eutrofización de lagos y embalses, y sus consecuencias sobre el deterioro de la calidad de las aguas, constituye uno de los problemas ambientales más importantes, por lo que se han centrado grandes esfuerzos humanos y económicos en el análisis de sus causas, la mitigación de sus efectos y, eventualmente, la restauración de los ecosistemas degradados. En la actualidad muchos lagos tienen importantes problemas de eutrofización artificial producto de los aportes de nutrientes a resultas de actividades humanas. Como consecuencia, se origina un gran crecimiento de algas y organismos heterotrófos que consumen el oxígeno y conducen a la anaerobiosis y, por tanto, olor desagradable, desaparición de las truchas,....etc. Es un hecho que la eutrofización de un sistema acuático da lugar a circunstancias indeseables desde muchos puntos de vista: económico, estético, turístico y, especialmente, ecológico y de gestión de las aguas derivada de un deterioro de su calidad.

Se han propuesto diversos índices para diagnosticar y cuantificar el fenómeno de la eutrofización, así como para evaluar la vulnerabilidad de los ecosistemas frente a este

desequilibrio ecológico. Algunos se basan en el análisis de variables internas como la composición del fitoplancton, los nutrientes y las concentraciones de peces.

El índice más utilizado es el *estado trófico* de Carlson (1977) o TSI (Trophic State Index), que varía entre 0 para el estado oligotrófico y 100 para el estado hipereutrófico. Se obtiene a partir de una transformación de la transparencia del Disco de Secchi ( $z_{DS}$ ), de forma que un valor de índice TSI = 0 corresponda a una profundidad del disco de  $z_{DS}$  = 64 metros, de tal manera que un incremento de 10 en el valor del TSI represente una reducción de  $z_{DS}$  en un 50% (Tabla 5). El mismo índice puede determinarse a partir de otros parámetros tales como la concentración de clorofila y fósforo total en superficie, cuya relación con la transparencia se ha establecido previamente de forma empírica.

| TSI | Disco de Secchi (m) | Fósforo en superficie (mg/m <sup>3</sup> ) | Clorofila en superficie (mg/m <sup>3</sup> ) |
|-----|---------------------|--|--|
| 0   | 64                  | 0,75                                       | 0,04   |
| 10  | 32                  | 1,5  | 0,12   |
| 20  | 16                  | 3  | 0,34   |
| 30  | 8                   | 6  | 0,94   |
| 40  | 4                   | 12   | 2,6  |
| 50  | 2                   | 24   | 6,4  |
| 60  | 1                   | 48   | 20   |
| 70  | 0,5                 | 96   | 56   |
| 80  | 0,25                | 192  | 154  |
| 90  | 0,12                | 384  | 427  |
| 100 | 0,062               | 768  | 1.183  |

**Tabla 5.** Valores de TSI en función de la transparencia del Disco de Secchi, de la concentración de fósforo total y de la concentración de clorofila en superficie.

En función de los valores del TSI, el estado trófico de los lagos se clasifica en cuatro categorías, que se desarrollan en la Tabla 6.

| CATEGORIA      | TSI           |
|----------------|---------------|
| Oligotrófico   | TSI < 30      |
| Mesotrófico    | 30 < TSI < 60 |
| Eutrófico      | 60 < TSI < 90 |
| Hipereutrófico | TSI > 90      |

**Tabla 6.** Clasificación del estado trófico de los lagos en función de los valores del TSI.

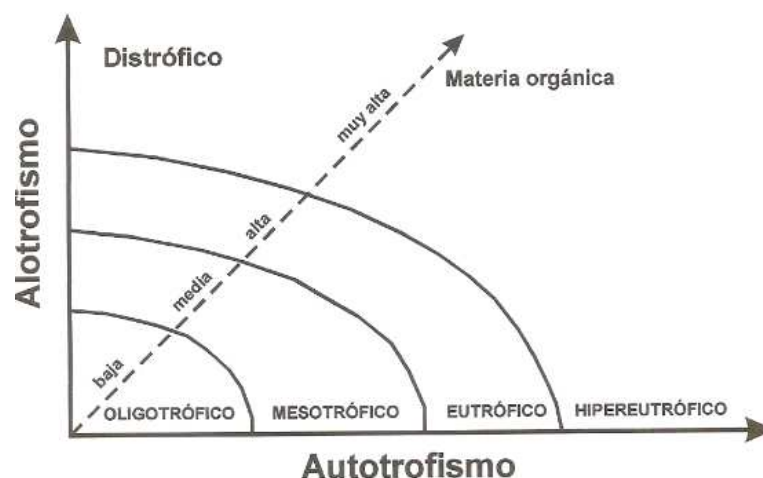
Otra clasificación del grado de trofia es la propuesta por la Organización para el Desarrollo y la Cooperación Económica (OCDE, 1982), de acuerdo a los valores de clorofila, profundidad de Secchi y fósforo. Se recoge en la Tabla 7. Esta clasificación "cerrada", que utiliza límites estrictos entre categorías, se ha elaborado a partir de un estudio realizado durante cinco años sobre doscientos ambientes en veintidós países de Europa occidental, EEUU, Japón y Australia.

| Grado de Eutrofia | Clorofila (mg/m <sup>3</sup> ) | Prof. Secchi (m) | P (mg/m <sup>3</sup> ) |
|-------------------|--------------------------------|------------------|------------------------|
| Ultraoligotrófico | <1                             | >12              | <4                     |
| Oligotrófico      | 1-2,5                          | 12-6             | 4-10                   |
| Mesotrófico       | 2,5-7,9                        | 6-3              | 10-35                  |
| Eutrófico         | 8-25                           | 3-1,5            | 35-100                 |
| Hipereutrófico    | >25                            | <1,5             | >100                   |

**Tabla 7.** Clasificación del grado de trofia de un cuerpo de agua para los diferentes estados tróficos y los diferentes valores de clorofila, transparencia y fósforo (OCDE, 1982).

En la Figura 13 se representa la clasificación trófica de los lagos según su fertilidad en base a la fuente de carbono primario y disponibilidad de nutrientes para los organismos. Se distinguen cuatro tipologías, de menor a mayor disponibilidad de nutrientes: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico.

Los lagos oligotróficos tienen muy baja disponibilidad de nutrientes. Suelen ser profundos, con aguas claras y muy ricos en oxígeno. Son pobres en elementos biógenos y nutrientes



**Figura 13.** Clasificación trófica de los lagos basada en la fuente de carbono primario. Figura modificada de Håkanson y Jansson (1983).

y sus cinturones vegetales son reducidos. La luz penetra con facilidad, las algas no proliferan excesivamente, (lo que determina una baja tasa de descomposición de materia orgánica) y la flora y fauna es la típica de aguas bien oxigenadas (truchas, larvas, libélulas, etc...).

Los lagos mesotróficos cuentan con un moderado aporte de nutrientes. Suelen ser lagos ricos en recursos pesqueros de tipo salmonícola o ciprinícola. En este tipo de lagos es frecuente que se produzca una estratificación cuyo carácter no es exclusivamente térmico.

Los lagos eutróficos son sistemas ricos en elementos nutritivos. Suelen ser poco profundos, de agua poco transparente o turbia, pobres en oxígeno y con fondos fangosos. Normalmente están bordeados por amplios cinturones vegetales; su biomasa es importante. Los nutrientes facilitan la proliferación de algas. Cuando las algas mueren, éstas son descompuestas por las bacterias en procesos anaeróbicos que consumen oxígeno. Al terminarse el oxígeno muchos restos orgánicos quedan depositados en el fondo, sufriendo procesos anaeróbicos que desprenden H<sub>2</sub>S y otros gases. En estos lagos la luz penetra con dificultad en el agua y los seres vivos que se encuentran son los característicos de las aguas pobres en oxígeno (barbos, tencas, gusanos,...etc.).

Los lagos hipereutróficos son aquellos cuya disponibilidad de nutrientes es extrema. Por último, se debe indicar que la clasificación también distingue entre los lagos ricos en ácidos húmicos, los lagos distróficos (o de turbera), pobres en oxígeno y elementos biógenos, y los lagos sapropelotróficos, poco profundos, rodeados de bosques e invadidos por un limo compuesto, principalmente, por hojas muertas.

## **5.2. FAUNA Y VEGETACIÓN DE LOS SISTEMAS LACUSTRES**

Un lago recibe generalmente su fauna de sus tributarios y de su emisario, es decir, por vía fluvial. Una parte muy reducida consiste en huevos de pequeños animales acuáticos que llevan algunas aves limícolas en el limo adherido a sus patas. Los lagos muy antiguos (*Tanganyika, Baikal*) conservan en sus profundidades una fauna abisal con especies relictas que han desaparecido de su cuenca fluvial.

Generalmente, la fauna de un lago puede experimentar una microevolución local comparable a la de las islas. Determinadas especies de peces, por ejemplo, se pescan sólo en un lago. Pero las diferencias más importantes de fauna entre dos lagos sólo son reflejo de las diferencias entre los respectivos medios: temperatura y salinidad del agua, profundidad, corrientes, variaciones de estiaje, etc. Las diferencias estacionales y diurnas de temperatura e iluminación suelen traducirse en desplazamientos verticales del plancton lacustre.

### 5.2.1. **COMUNIDADES DE ORGANISMOS ACUÁTICOS**

Las condiciones físicas y químicas dominantes en los medios acuáticos determinan el tipo de organismo que vive en ese medio. Se han propuesto varias clasificaciones ecológicas para los organismos acuáticos; la más aceptada actualmente es la que se presenta en la Tabla 8.

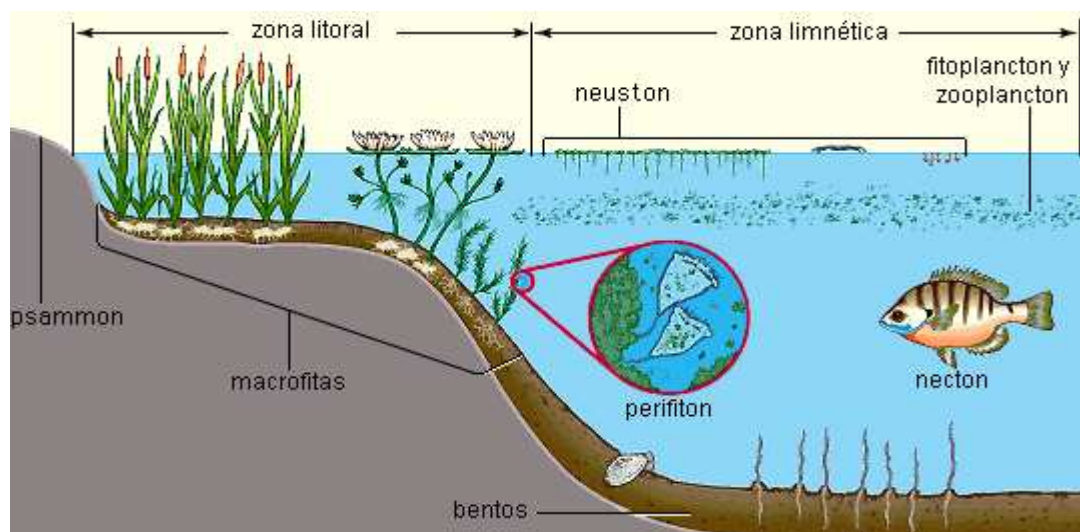
| CLASE DE ORGANISMO | DESCRIPCIÓN   |
|--------------------|---|
| Plancton           | Comprende los organismos que viven suspendidos en las aguas y que, por carecer de medios de locomoción o ser estos muy débiles, se mueven o se trasladan a merced de los movimientos de las masas de agua o de las corrientes. Generalmente son organismos pequeños, la mayoría microscópicos.  |
| Necton             | Son organismos capaces de nadar libremente y, por tanto, de trasladarse de un lugar a otro recorriendo, a veces, grandes distancias (migraciones). En aguas dulces, los peces son los principales representantes de esta clase, aunque también hay algunas especies de anfibios y otros grupos. |
| Bentos             | Comprende los organismos que viven en el fondo o fijos a él y, por tanto, dependen de éste para su existencia. La mayoría de los organismos que forman el bentos son invertebrados.   |
| Neuston            | A este grupo pertenecen los organismos que nadan o caminan sobre la superficie del agua. La mayoría son insectos.   |
| Seston             | Es un término adoptado recientemente y se aplica a la mezcla heterogénea de organismos vivos y no vivos que flotan sobre las aguas.   |
| Perifitos          | Organismos vegetales y animales que se adhieren a los tallos y hojas de plantas con raíces fijas en los fondos.   |

**Tabla 8.** Clasificación ecológica de los organismos acuáticos.

El término plancton significa errante y pertenecen a esta comunidad los organismos que flotan o viven suspendidos a merced de los movimientos de las aguas, sin locomoción propia suficientemente fuerte para dirigir sus movimientos. Sus componentes son las bacterias (bacterioplancton), algas (fitoplancton) e invertebrados (zooplancton). Los



hongos y los virus (femtoplanton) se incluyen comúnmente en el bacterioplanton. También se distinguen organismos euplantonicos (presentes permanentemente en el planton), meroplantonicos (presentes durante parte del ciclo de vida), y pseudoplantonicos (de presencia accidental). Además, resulta práctico diferenciar por su tamaño el macropanton ( $>200\ \mu\text{m}$ ), micropanton ( $200-20\ \mu\text{m}$ ), nanoplanton ( $20-2,0\ \mu\text{m}$ ), picoplanton ( $2,0-0,2\ \mu\text{m}$ ) y femtoplanton ( $<0,2\ \mu\text{m}$ ).



**Figura 14.** Esquema de clasificación ecológica de organismos de agua dulce (Marcano, 2005).

El fitoplanton constituye la comunidad de la columna de agua que utiliza la radiación solar como fuente de energía para la síntesis de materia orgánica, en el proceso denominado fotosíntesis. Las características ópticas, la disponibilidad de nutrientes y la temperatura, que actúa directamente sobre los organismos e indirectamente en la viscosidad del agua, son parámetros relevantes para esta comunidad (Wetzel, 1983; Margalef, 1983; Reynolds, 1984; González de Infante, 1988). Representa el primer eslabón de la cadena alimentaria y, junto con las plantas superiores que habitan las aguas dulces, constituyen los organismos productores. Entre los grupos más importantes pertenecientes al fitoplanton se encuentran las *diatomeas*, los *dinoflagelados*, las *clorofíceas*, las *cianofíceas* y las *euglenofíceas*. Las diatomeas y dinoflagelados son los pilares fundamentales del ecosistema, ya que producen la mayor cantidad de materia orgánica. Entre las diatomeas, los géneros más abundantes y frecuentes son: *Navicula*, *Pinnularia*, *Asterionella* y *Tabellaria*. Entre los dinoflagelados, los géneros más importantes son *Peridinium* y *Ceratium*. En las aguas dulces son muy abundantes y

frecuentes ciertos flagelados como *Euglena*, *Colponema* y *Spiromonas*. Entre las cianofíceas cabe destacar *Oscillatoria* (alga filamentosa) y *Rivularia*. Entre las Chlorophyta filamentosas, muy frecuentes en las aguas lénticas, tenemos: *Spirogyra*, *Oedogonium* y *Zignema*.

El zooplancton está representado por especies de varios phila: *protozoarios*, *celenterados*, *rotíferos*, *briozoarios* y, sobre todo, por algunos grupos de *crustáceos* como los *cladoceros*, los *copépodos* y los *ostracodos*. Cabe citar también las larvas de muchos insectos y los huevos y larvas de peces. La mayoría de los organismos que pertenecen al zooplancton se alimentan de otros animales más pequeños. El zooplancton está compuesto, desde el punto de vista trófico, por *consumidores primarios* o *herbívoros* y *consumidores secundarios*.

A la comunidad del neuston pertenece una gran diversidad de especies de vertebrados e invertebrados. Entre los vertebrados se encuentran peces, ranas, salamandras, tortugas y entre los invertebrados los insectos (larvas y adultos) y los crustáceos.

Las comunidades del bentos se caracterizan por ser muy ricas en especies y formas; en esta comunidad prácticamente están representados casi todos los phila. Los grupos mejor representados son los siguientes: nematelmintos (como la sanguijuela, *Hirudo*); anélidos; moluscos (como las almejas y los caracoles); crustáceos y rotíferos.

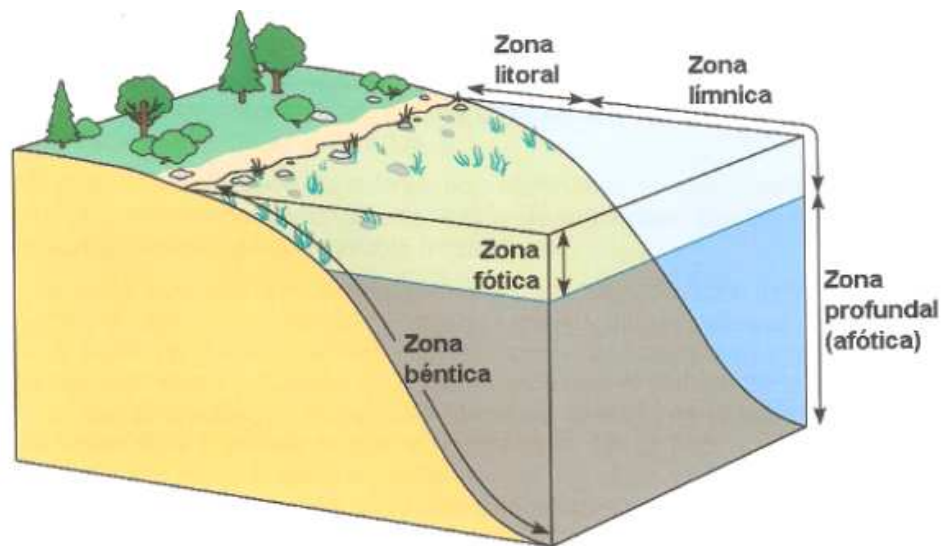
Entre las especies principales del neuston se encuentran los escarabajos (Coleópteros), arácnidos y algunos hemípteros de las familias Gerridae, Veliidae y Hebridae. Entre los insectos de la familia Gerridae, encontramos el patinador de agua del género *Gerris*. Existen otros organismos que flotan contra la cara interna de la película superficial, constituyendo el infraneuston. A éste pertenecen la *Hydra* común, las planarias, larvas de insectos, algunos moluscos acuáticos, ostracodos y cladoceros.

### **5.2.2. ZONIFICACIÓN Y DOMINIOS DEL CICLO LACUSTRE**

En limnología, en función de la vegetación y la fauna, se establecen distintos dominios en los sistemas lacustres. Aunque la generalización de la zonificación de los lagos presenta problemas (ya que su delimitación resulta en algunos casos muy artificial y poco clara por

la variedad de lagos que existen en cuanto a profundidad y extensión), los dominios que usualmente se aceptan como modelo se describen a continuación y se representan en la Figura 15.

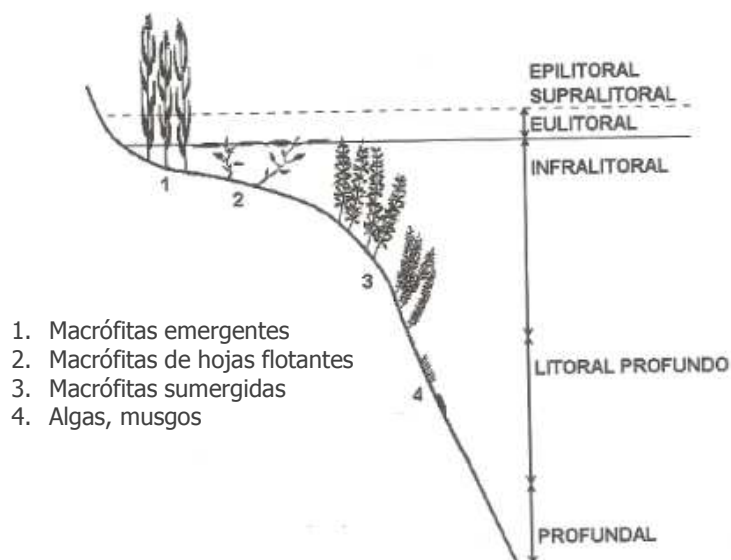
En un lago se distinguen dos zonas: una es el *litoral* u orilla donde se pone en contacto el agua y la tierra y se desarrolla la vegetación. La otra es el *lago* propiamente dicho, donde crecen el fitoplancton, el zooplancton, las algas y los peces.



**Figura 15.** Zonificación típica de un lago de zonas templadas en función del alcance de la iluminación solar (Delgado et al., 2008b).

La zona litoral comprende la zona de agua somera de la orilla y parte del fondo hasta donde penetra la luz solar. Es la zona donde crecen las plantas con raíces, donde abunda material flotante y depósitos orgánicos y donde se encuentra el 70% de las especies de la fauna bentónica. Esta zona, en general, es más rica en especies de organismos que las otras. En ella viven plantas con raíces que penetran en el fondo, pertenecientes a las espermatofitas que, junto con el fitoplancton y las algas flotantes, constituyen los productores del ecosistema lacustre. A lo largo de las orillas de los lagos, la flora y la vegetación enraízan formando unos cinturones cuya composición varía en función de la profundidad y de las características del agua (temperatura, riqueza en materia orgánica y, sobre todo, acidez o basicidad). En la parte menos profunda crean helófitos, principalmente cañas, espadañas, castañuelas junto con sagitarias, lirios

amarillos, umbelíferas o ranúnculos. En la zona más interior, mas profunda, hay limnofitos, plantas fijadas al lodo y cuyos órganos están totalmente sumergidos (de los géneros *Potamogeton*, *Chara*, *Myriophyllum*) o son flotantes (hojas): *Potamogeton*, *Trapa*, *Ranunculus*, especies que florecen también al aire libre. También puede haber una vegetación flotante superficial (lentejas de agua, *Hydrocharis*) o profunda (*Elodea*, *Utricularia*). En la Figura 16 se representa la zonificación típica de un lago en función del desarrollo de distintos tipos de especies vegetales.



**Figura 16.** Zonificación típica de un lago de zonas templadas en función del desarrollo de distintos tipos de especies vegetales (Delgado et al., 2008b).

En la zona del lago propiamente dicha se distingue la *zona limnética* o *pelágica*, de aguas abiertas con fitoplancton, y la *zona profunda* (*afótica*) con organismos heterótrofos por falta de luz suficiente para el desarrollo de la función fotosintética.

La zona limnética corresponde a la zona de las aguas abiertas, que se extienden hasta la profundidad donde se alcanza el *nivel de compensación*, es decir, donde la fotosíntesis (F) equilibra a la respiración (R). Por debajo de este nivel está la zona profunda donde, debido a la escasez de radiación solar, hay déficit de productividad ( $R > F$ ). Esta zona se presenta en los lagos de profundidad considerable, donde la radiación solar no penetra hasta la máxima profundidad.

Desde el punto de vista funcional y del componente biótico, la zona litoral y la zona pelágica se corresponde con el estrato eufótico. La zona litoral se desarrolla a lo largo de toda la línea costera limitada al ancho de la profundidad que alcanza el estrato eufótico. La zona profundal se corresponde con la zona afótica, donde la vida vegetal queda excluida y donde pueden trasladarse los peces si las condiciones de vida son favorables.

### **5.2.3. EL CICLO LACUSTRE Y LA RED ALIMENTARIA**

La zona limnética está dividida en tres regiones: la zona trofogénica, la zona tropogénica y la zona trofólítica. La zona tropogénica es el estrato o capa bien iluminada y más cálida, donde prevalece la fotosíntesis de las algas o fitoplancton. La zona trofogénica es definida como epilimnion, aunque no es exactamente idéntica a éste. La frontera entre las zonas trofogénicas y trofólíticas está determinada por la penetración de la luz y corresponde a la profundidad de compensación donde la fotosíntesis es reemplazada por la respiración.

Metalimnion e hipolimnion constituyen la zona trofólítica donde la respiración y la descomposición predominan. Especialmente el metalimnion es una zona con alta actividad bacteriana heterotrófica. Material orgánico producido en forma autótrofa en el epilimnion es descompuesto en el metalimnion por poblaciones bacterianas de alta biomasa y características metabólicas especiales.

En lagos estratificados de zonas templadas, entre el 80% y el 90% de la producción primaria es metabolizada en el metalimnion (estrato semifótico, interfase entre estrato epilimnético e hipolimnético como se ha indicado anteriormente). Esta alta concentración de actividad microbiana heterotrófica en el metalimnion es causada por el enriquecimiento con materia orgánica particulada (MOP) en el gradiente de densidad entre las cálidas aguas del epilimnion y las aguas frías del hipolimnion.

La alimentación del zooplancton y la depredación por peces son partes de la cadena alimentaria, generando la transferencia de energía alimenticia a través de los distintos niveles tróficos. Estos animales mayores en la ecología lacustre a su vez mueren y sus cuerpos caen al fondo componiendo un detritus de compuestos orgánicos que las

bacterias del fondo, pertenecientes a otro nivel trófico, se encargan de descomponer para convertirlos en simples compuestos o elementos inorgánicos, constituyendo la carga autóctona del lago que tiende a retroalimentar la producción autotrófica de fitoplancton, con nutrición mineral resultante de la descomposición de la materia orgánica sedimentaria, cerrando el ciclo.

## **6. SEDIMENTOLOGÍA DE LOS SISTEMAS LACUSTRES**

El sedimento acumulado sobre el fondo de los ecosistemas acuáticos comprende una fase sólida y otra de agua. Esta última constituye entre un 20 y un 80% del peso del sedimento, dependiendo del tamaño y compactación de las partículas. Estas partículas pueden ser de origen alóctono, autóctono o autigénicas, ésto es, formadas en el sedimento mismo. También se distingue una fracción orgánica de otra inorgánica.

En la interfase agua-sedimento existe un transporte de materiales en ambos sentidos, proceso que puede afectar a las propiedades químicas de la columna de agua. El tipo de sedimento determina la presencia y abundancia del bentos y proporciona un registro histórico del cuerpo de agua y su cuenca. Las propiedades del sedimento varían horizontal y verticalmente, dependiendo fundamentalmente de la energía del agua de fondo. Las partículas menores a 1 milímetro se resuspenden fácilmente, formando con frecuencia una capa difusa llamada nefeloide (Arocena, 1999).

### **6.1. MEDICIÓN Y MUESTREO DEL SEDIMENTO**

El sistema de muestreo que se utiliza con más frecuencia para caracterizar el sedimento y su variación espacial en un cuerpo de agua es el de malla regular, por su sencillez y porque cubre de manera homogénea todo el área. Otros diseños son el determinístico y el aleatorio, que requieren un conocimiento previo del sistema. El número necesario de muestras distribuidas regularmente se obtiene aplicando la fórmula empírica de Håkanson y Jansson (1983), teniendo en cuenta el área superficial y el desarrollo de la línea de costa (que representa una medida indirecta de la rugosidad del fondo y, por lo tanto, de la heterogeneidad del sedimento). Las dimensiones de cada cuadrícula se obtienen dividiendo uniformemente el área entre el número de muestras obtenido. La malla puede ubicarse aleatoriamente sobre el mapa del lago y los sitios de muestreo en el centro de cada cuadrícula o parte de cuadrícula que queda incluida en la línea de costa.

Para el muestreo del sedimento, los equipos disponibles son las dragas y los corers. Las dragas son más apropiadas para sedimentos gruesos o mixtos con menos de 50% de agua, mientras que los *corers* o sacatestigos operan mejor en sedimentos finos o blandos, con más de 60% de agua.

Existen varios tipos de dragas, que pueden ser abiertas o cerradas. La más utilizada en los estudios de sedimentos y bentos es la draga Ekman (Downing, 1984). Consiste básicamente en una caja de bronce o acero inoxidable abierta arriba y abajo. Esta draga no es apropiada para sedimentos arenosos o de mayor tamaño de grano, porque limita la profundidad de penetración y obstruye su mecanismo de cierre. La draga Petersen consta de dos mandíbulas que se cierran automáticamente cuando su penetración en el sedimento libera la tensión en la cadena que las mantiene abiertas. Si bien opera en sedimentos más resistentes que la Ekman, su peso y la onda de presión resultante inducen a la pérdida de los sedimentos superficiales. La draga Ponar es una pieza versátil, apta tanto para sedimentos resistentes como para lodo, pero su exactitud varía con el tipo de sedimento. Las mandíbulas se mantienen abiertas mediante un gancho que es liberado al llegar al sedimento, cuando cesa la tensión sobre el cable de descenso. La propia tracción del cable hacia arriba cierra las mandíbulas.



**Figura 17.** Draga Ekman.



Los corers son tubos largos y abiertos en sus extremos (normalmente de plástico o acrílico transparente) que penetran el sedimento por gravedad y luego se cierran herméticamente por arriba para evitar la presión hidrostática sobre la muestra, que de esta manera queda retenida en el tubo cuando es desenterrado y ascendido. Eventualmente, otro mecanismo lo cierra también por debajo asegurando la muestra de sedimento y agua sobrenadante durante el ascenso. Ofrece dificultades en el sedimento resistente, arenoso o de mayor tamaño de grano. Su operación puede ser manual, por buceo libre o mediante algún dispositivo. Entre sus muchas variantes, el Kajak y el Kajak-Brinkhurst son los más comunes. Una válvula, liberada al cesar la tracción del descenso cuando llega al sedimento, lo cierra por arriba, y su pequeña superficie de muestreo (entre 4 y 6 cm de diámetro) asegura una cohesión suficiente para que no se pierda el material obtenido, si éste es relativamente fino. El Phleger es un muestreador pesado, en el cual un tubo de acrílico se coloca dentro de una camisa metálica, lo que permite su penetración en un sustrato más duro y grueso. El Gilson está provisto de un mango largo, para su uso en aguas someras. La presión manual sobre el mismo facilita la penetración, y luego un simple giro activa el sistema de cierre por arriba. También se han diseñado corers múltiples, que reducen el esfuerzo de muestreo al obtener varias réplicas simultáneamente.

La utilización de corers transparentes permite una inspección ocular inicial del sedimento *in situ*, en particular de su estructura vertical, y el registro de algunas características relevantes como el color, consistencia, tamaño de grano, composición, presencia de restos vegetales o animales y sus cambios en profundidad. Esto permite una clasificación directa, como la basada en Naumann (1931), que se resume en la Tabla 9.

|  |   |                 |
|--|---|-----------------|
| 1. Fracciones orgánica e inorgánica bien mezcladas, granos pequeños.   | a. Poco contenido orgánico, bien oxigenado, gris o marrón grisáceo. | <b>GYTTJA</b>   |
|  | b. Contenido orgánico alto, anaeróbico, negro, olor a sulfhídrico.  | <b>SAPROPEL</b> |
| 2. Fracción orgánica dominante, blando (como gel), color marrón sucio. |   | <b>DY</b>       |

**Tabla 9.** Clasificación directa del sedimento según Naumann.

## **6.2. PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DEL SEDIMENTO**

Las propiedades físico-químicas del sedimento, que se estudian por su influencia en la dinámica del sistema lacustre, son: su granulometría, el peso seco y la porosidad, la materia orgánica, el potencial de oxidación-reducción, la demanda de oxígeno y los nutrientes.

La granulometría o tamaño de grano del sedimento presenta variaciones desde décimas de micra hasta metros. Influye en la composición del bentos y su conocimiento permite identificar procesos hidrodinámicos y determinar la capacidad para atrapar elementos. El tamaño medio se relaciona inversamente con el contenido de materia orgánica, el consumo de oxígeno y el número de bacterias. Horizontalmente, disminuye en los lagos con la profundidad, en lagunas costeras con la distancia al mar y en ríos aguas abajo, debido a la disminución de la energía del agua.

El peso seco permite, por diferencias, determinar el contenido de agua del sedimento. El contenido de agua debe interpretarse junto con el tamaño de grano, ya que puede tanto representar la porosidad o espacio libre entre los granos, como indicar una alta cantidad de agua ligada coloidalmente. La permeabilidad es la tasa de percolación de agua a través del sedimento y depende de la porosidad y del grado de interconexión entre los poros.

El contenido de materia orgánica puede ser estimado mediante determinación del carbono orgánico por diversos métodos, como el análisis infrarrojo y la espectrofotometría. Sin embargo, la forma más sencilla y común es la pérdida de peso por ignición. Esta equivale, aproximadamente, al doble del contenido de carbono cuando las pérdidas son mayores al 10%. Como sólo se trata de una aproximación gruesa del contenido orgánico, siempre debe referirse como pérdida de peso por ignición.

El potencial oxidación-reducción mide la tendencia relativa de una solución a aceptar o donar electrones y se define como el logaritmo negativo de la actividad de los electrones. El potencial redox referido al electrodo de hidrógeno (Eh) es una medida de los electrones reactivos disponibles y, por tanto, del estado de oxidación o reducción del sistema. Este parámetro es un indicador de las condiciones aeróbicas, ya que por debajo de los +200

mV el oxígeno es prácticamente inexistente ( $<0,4$  mg/l). La profundidad a la que se registra este valor en el sedimento varía con la oxigenación del agua sobrenadante, pudiendo incluso desplazarse hacia ésta en anaerobiosis. En tal caso, el fosfato y otros nutrientes son liberados del sedimento (carga interna). Otra profundidad de interés es la zona de discontinuidad redox o redoxclina, que corresponde al máximo gradiente vertical. El potencial redox debe corregirse para pH 7 porque disminuye 59 mV por cada unidad de aumento del pH. La temperatura tiene poca influencia, ya que al aumentar de 0 a 30°C, el Eh disminuye de +860 a +800 mV.

La demanda de oxígeno (DOS) de un sedimento no perturbado es una medida del metabolismo en la interfase agua-sedimento. Mide tanto la respiración de los organismos como la oxidación química. El predominio de un proceso sobre el otro varía con la oxigenación de la interfase de modo que, durante el período de anoxia, la DOS química supera a la biológica.

El método para su determinación consiste en la incubación en el laboratorio de una muestra de sedimento en el *corer* en que se colectó, por el que se hace circular un flujo cerrado de agua en el que se mide la concentración de oxígeno.

La concentración iónica en el agua intersticial es 1 a 3 órdenes de magnitud mayor que en agua sobrenadante, y presenta fuertes gradientes debido a su reducida movilidad. Su intercambio se favorece cuando las condiciones son anaeróbicas y por bioturbación. A su vez, la actividad del zoobentos aumenta la aireación del sedimento, favoreciendo el atrapamiento de los iones. La determinación del nitrógeno y fósforo total en sedimentos puede hacerse adaptando el método desarrollado para agua por Valderrama (1981).

## **7. REFLEXIONES**

De todo lo expuesto en este capítulo se aprecia que los sistemas lacustres constituyen complejos ecosistemas en los que interrelacionan parámetros físicos, químicos y biológicos.

En estos sistemas de interrelación se ha puesto de manifiesto que tiene gran influencia la morfología de la cubeta lacustre. Parámetros morfométricos como el área, la longitud máxima y la profundidad del vaso topográfico que contiene la masa de agua, determinan la estructura térmica y el régimen de mezcla, la productividad del sistema, el efecto del viento, las interacciones biofísicas en su materia y, en definitiva, el comportamiento ecológico del lago.

Hay que destacar, también, que la luz es un factor físico que condiciona la dinámica del sistema lacustre. La distribución en profundidad de la luz determina la estructura térmica, la producción primaria y el funcionamiento del sistema acuático. La luz que se transmite en el agua (transparencia) tiene gran influencia en la vida acuática y determina el crecimiento de las algas; la potencia de radiación recibida por unidad de superficie (irradiancia) proporciona información sobre la disponibilidad de luz para la fotosíntesis.

Otro factor físico con incidencia en el funcionamiento del ecosistema es la temperatura. El tipo de estructura térmica de la masa de agua y sus características de estratificación y mezcla resultan decisivos desde el punto de vista biológico, ya que la inestabilidad térmica de la masa favorece el desarrollo de peces al permitir que los nutrientes, que normalmente ocupan el fondo, asciendan a la capa superior; pero, por otra parte, supone modificaciones químicas del lago. También es importante la circulación interna de la masa de agua (que viene determinada por factores tales como la morfometría, la estratificación y la exposición al viento) y, particularmente, en relación a una primera aproximación a la cinética y dinámica de la masa de agua, es importante conocer el tiempo de renovación, parámetro que proporciona una indicación del tiempo necesario para que se establezcan nuevas condiciones de equilibrio en la calidad de las aguas.

Los aspectos químicos como los gases disueltos (oxígeno, dióxido de carbono y nitrógeno), el material disuelto y en suspensión (plancton y tripton), la composición iónica (aniones:  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ; cationes:  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ; pH; conductividad; dureza) el carbono, el nitrógeno, el fósforo y la sílice influyen en el funcionamiento de la masa de agua como ecosistema, en la producción primaria y en los requerimientos metabólicos del medio. Las propiedades físicoquímicas del sedimento (granulometría, peso seco, porosidad, materia orgánica, potencial oxidación-reducción, demanda de oxígeno y nutrientes) tienen efecto en la dinámica lacustre y la productividad del cuerpo de agua incide en el metabolismo del ecosistema hídrico.

Todo ello hace pensar, desde la perspectiva de inundación de los huecos mineros para su conversión en lagos artificiales, que en la fase de proyecto de la explotación minera se debería determinar, en base a los parámetros morfométricos que definen la cuenca lacustre (longitud máxima, ancho máximo, área, perímetro, profundidad máxima, profundidad relativa y desarrollo del volumen), a las condiciones climáticas y a las características del entorno (geología, suelo, vegetación), el diseño del hueco final que resulte más adecuado para garantizar que, una vez inundado, se convierta en un ecosistema sano y sostenible a largo plazo. Este diseño debería incluir el suavizado de los taludes finales para lograr una mayor superficie de aguas someras, que favorezca el proceso de colonización hidrófila. Asimismo, debería contemplar la situación de islas interiores en base a la longitud efectiva del viento y a la distancia que pueda verse afectada por hidrodinamismo dentro del cuerpo de agua.

Además, obtener perfiles de distribución vertical de la luz, medir la profundidad de Secchi, medir la irradiancia y situar la profundidad de la zona fótica son aspectos físicos de la masa de agua que se deben conocer y controlar, durante y después de la inundación, por tener influencia directa en el funcionamiento de la masa de agua como ecosistema. También la obtención de perfiles de temperatura en profundidad y la determinación del índice de estabilidad o de la resistencia térmica relativa, se consideran aspectos y parámetros fundamentales para la caracterización térmica de la masa de agua. Por lo menos, como mínimo una vez al año en el momento en que se produzca la variación estacional, deben determinarse estos factores para caracterizar la estructura térmica y el ciclo térmico. Se considera también importante conocer el efecto de la masa de agua

sobre el clima mediante el balance térmico anual, controlar la calidad físicoquímica del agua y del sedimento, caracterizar la trofa del sistema mediante el índice de Carlson y conocer el tiempo de renovación necesario para recuperar la calidad del agua en caso de que se produzca un desequilibrio.

Por último, y a partir de todo lo expuesto, consideramos que los aspectos morfológicos, físicos, químicos, ecológicos y biológicos del hueco inundado deben predeterminarse en la fase de definición del proyecto minero, y que las premisas establecidas en dicho proyecto deben de controlarse, contrastarse y verificarse con la realidad en las fases de inundación y posterior.

## ***CAPÍTULO II***

# **MODELIZACIÓN DE LAGOS**

---

El comportamiento de los ambientes lacustres se puede simular por medio de modelos físicos en los que es inherente el concepto de sistema orientado por el concurso de distintas disciplinas y técnicas científicas. La descripción apropiada de un lago requiere de un modelo o conjunto de modelos a partir de cuya definición se puede enfocar la investigación de un aspecto particular de la masa de agua. Así, por ejemplo, los estudios ecológicos requieren el apoyo de análisis hidrodinámicos de la circulación de las aguas, los cuales son indispensables tanto para establecer los vínculos entre las comunidades bióticas del medio lacustre como para hacer los balances de masas, que incluyen el transporte y la transformación de nutrientes y contaminantes (provenientes de la cuenca superficial que encierra el cuerpo de agua) dentro del lago, y también para determinar los tiempos de renovación que definen, a su vez, la evolución y recuperación de los ambientes lacustres. En este capítulo se describen los aspectos fundamentales relativos a la modelización de los ambientes lacustres.

## 1. **EL ENFOQUE SISTÉMICO DE LOS MODELOS LACUSTRES Y SUS CONCEPTOS RELEVANTES**

Los modelos de enfoque sistémico se definen a partir de características de orden estructural y funcional, algunas de las cuales se resumen en la Tabla 10 (Cañón, 2001).

| CARACTERÍSTICAS ESTRUCTURALES   | CARACTERÍSTICAS FUNCIONALES  |
|---|--|
| <b>Elementos:</b> componentes fundamentales del sistema. En los modelos matemáticos las variables y los parámetros son elementos.   | <b>Retardos:</b> o efectos inerciales entre variables. En las funciones matemáticas se expresan por la dependencia de un valor futuro, respecto a valores anteriores de la misma variable o de otras que estén relacionadas. Los retardos dependen de la unidad de tiempo seleccionada para hacer el análisis.   |
| <b>Relaciones entre elementos o redes de comunicación:</b> incluyen medios físicos de interrelación o abstracciones sugeridas por la experiencia del modelador. En los modelos matemáticos son las ecuaciones que definen el sistema.   | <b>Bucles de retroalimentación:</b> representan la influencia mutua de dos elementos dinámicos. Pueden ser positivos (cuando la influencia causa diferencias o relaciones directamente proporcionales entre los elementos; a un crecimiento o detrimento de uno le sigue el consiguiente incremento o detrimento de otro) y negativos o convergentes (cuando el crecimiento de un elemento le sigue un detrimento en otro y viceversa). La combinación de bucles positivos y negativos en un modelo lleva a resultados complejos, imposibles de predecir a priori. |
| <b>Límites:</b> restricción arbitraria del sistema que determina si un elemento es endógeno (y por lo tanto se ve afectado por las redes de comunicación) o exógeno (es decir, que sin verse afectado por las redes de comunicación, si puede afectar a un elemento endógeno). En los modelos matemáticos, los elementos endógenos serían las variables dependientes y los exógenos, variables o parámetros independientes. |  |

**Tabla 10.** Características de orden estructural y funcional de los modelos de enfoque sistémico (Cañón, 2001).

En cualquier estudio de un ambiente lacustre es necesario considerar, como mínimo, el origen geológico y la morfología del lago, el balance y el estudio sedimentológico, el efecto de las cargas contaminantes provenientes de actividades humanas, el análisis de los patrones de circulación y su efecto sobre la distribución de nutrientes dentro del lago y la evolución de las comunidades tróficas. El enfoque sistémico de estos aspectos en los modelos lacustres supone considerar los siguientes conceptos relevantes:



- *Balances*: son relaciones matemáticas que se establecen entre las entradas y salidas de una sustancia, (por ejemplo, agua, nutrientes, contaminantes, sedimentos) con retardos representados por un almacenamiento diferencial. La aplicación y grado de detalle de estas ecuaciones depende del número de variables que se consideren para establecer los flujos de entrada y salida. Por ejemplo, un balance sencillo y muy general puede tratar al conjunto de salidas como “perdidas” y a las entradas como “ganancias” de la sustancia estudiada. Balances más detallados desglosarían estos términos para dar cuenta del efecto de las corrientes superficiales y los acuíferos, la evaporación de las aguas superficiales, la lluvia, las derivaciones artificiales, etc. En los modelos hidrológicos de lagos, las ecuaciones de balance constituyen el núcleo del análisis, por sofisticado que éste sea.
- *Circulación*: conjunto de fenómenos hidrodinámicos que se presentan en un lago como consecuencia de factores como el viento, la radiación solar, los gradientes de densidad y los puntos de vertido de corrientes afluentes y efluentes y que mantienen sus aguas en mezcla y renovación continuas.
- *Cuenca lacustre*: espacio físico tridimensional limitado por los puntos extremos que drenan hacia y desde el lago y que tienen efecto en su balance hidrológico. Incluye la divisoria de aguas superficiales y las prolongaciones de acuíferos afluentes y efluentes. Puede estar constituida por uno o más cuerpos de agua interconectados.
- *Lago*: cuerpo principal de agua en el cual se desenvuelven procesos físicos y químicos que sustentan, o no, la vida. Desde el punto de vista físico, el lago se ve afectado por la radiación solar y los vientos, que son factores que determinan en gran medida la actividad de sus aguas y la jerarquización de su ecosistema.
- *Procesos*: conjunto de fenómenos físicos, químicos y biológicos que, dentro del lago o en su cuenca, definen la transformación y el transporte de sustancias (sedimentos, nutrientes, contaminantes) dentro del agua. El ciclo hidrológico, los

ciclos del carbono, del nitrógeno, del fósforo, las cadenas tróficas y la erosión constituyen ejemplos de estos procesos.

Los modelos deben establecer siempre límites precisos y alcances razonables. En el caso del estudio de ambientes lacustres es necesario diferenciar entre el lago como cuerpo principal de agua almacenada y la cuenca lacustre. Esta diferenciación no implica separar o aislar el lago de su cuenca, pero puede servir para aplicar racionalmente un conjunto de modelos que den cuenta de diferentes fenómenos durante la etapa de análisis.

## **2. *MODELOS HIDROLÓGICOS DE LAGOS***

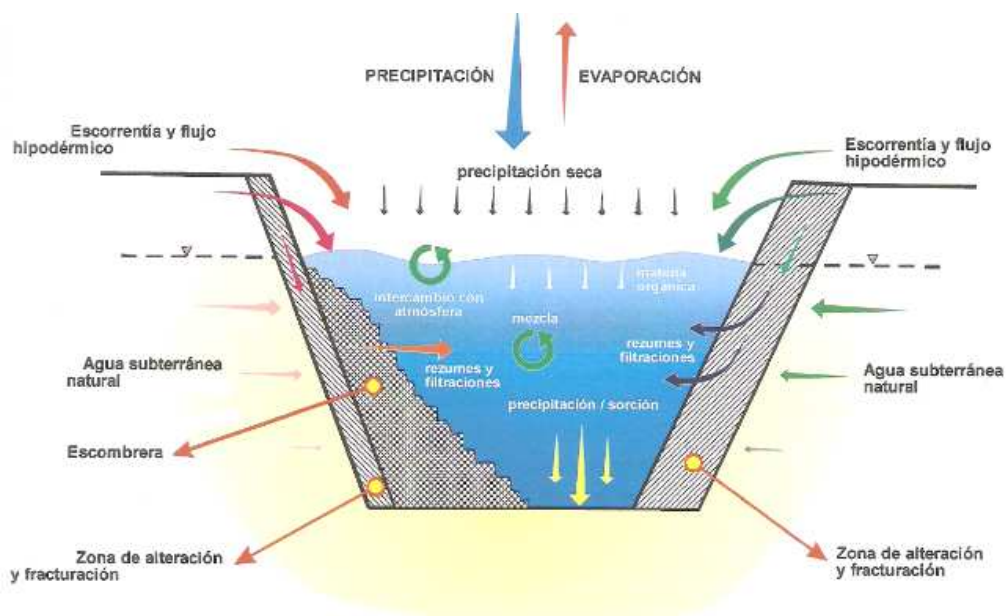
En la actualidad, los modelos matemáticos de circulación y balance hídrico en lagos son básicamente los desarrollados en la década de los sesenta del pasado siglo. Las ecuaciones que definen la hidrodinámica de la circulación de las aguas estancadas, así como las que definen el transporte y la transformación de contaminantes son universalmente aceptadas y están incorporadas en la mayoría de los modelos comerciales que utilizan diferencias y elementos finitos para solucionarlas. Se han mejorado, sin embargo, las técnicas de medición y obtención de datos, los tiempos de cálculo en el análisis numérico por elementos finitos y diferencias finitas para resolver las ecuaciones diferenciales parciales de la hidrodinámica y la aplicación intensiva de Sistemas de Información Geográfica para el almacenamiento, análisis y procesamiento de dicha información. Otro avance lo constituye el trabajo interdisciplinario que trata de unificar los modelos, esencialmente matemáticos, de la hidráulica y la hidrología con los modelos parcialmente heurísticos de la ecología y la biología de los ambientes lacustres.

Las características hidrológicas de los lagos cambian de forma considerable con la profundidad, la longitud, el ancho, el área en superficie, el material que subyace en la cuenca y el reservorio, la cobertura del suelo circundante, los vientos dominantes, el clima y las corrientes superficiales de entrada y salida de caudal. Esto significa que cada lago requiere su propio modelo, caracterizado por diversos grados de variación a partir de un esquema conceptual generalizado. En la Figura 18 se muestra el modelo conceptual de los procesos hidrológicos e hidroquímicos para el caso de un lago minero (figura modificada de Golder Associates Ltd., 2002).

Aunque el balance hídrico de los ambientes lacustres ha sido conceptualmente bien identificado, existen todavía dificultades para determinar de forma precisa la participación de componentes como el agua subterránea y la evaporación. La contribución del agua subterránea a los lagos se estima, por regla general, mediante métodos hidrológicos como la diferencia entre las ganancias y las pérdidas de agua procedentes de las corrientes, la precipitación y la evapotranspiración. Otra forma de aproximarse al aporte

subterráneo en el balance hídrico de un lago es a través de un balance químico de masas de iones o isótopos estables (métodos químicos). Según Labaugh *et al.*, (1997), los estudios de lagos que han intentado una evaluación completa de la infiltración a partir del primer procedimiento, indican un rango amplio de condiciones posibles, desde los lagos en los que la contribución del agua subterránea es despreciable, hasta aquéllos en los cuales es la principal componente de los balances hídricos y químicos.

Los métodos hidrológicos requieren la instrumentación del lago para determinar sus niveles diarios y el cambio de volumen que representan; la precipitación diaria caída sobre la cuenca; el aporte diario de los caudales procedentes de las corrientes; las temperaturas diarias sobre la superficie del lago; y los caudales derivados para propósitos de uso en riego, consumo humano e industrial. La infiltración se suele calcular a partir de la ecuación de *Darcy*, si se conocen los gradientes hidráulicos, (lo cual se logra instalando piezómetros o haciendo pozos de observación en diferentes sectores del lago), y la permeabilidad de los diferentes estratos.



**Figura 18.** Modelo conceptual de los procesos hidrológicos e hidroquímicos de un lago minero. Figura modificada de Golder Associates Ltd. (2002).

Los métodos químicos requieren del análisis de muestras de agua tomadas en distintos sectores y a varias profundidades, en períodos diferentes del año. El análisis se efectúa también sobre las aguas precipitadas y procedentes de las corrientes principales.

La ecuación de balance hídrico que se aplica al lago en los métodos hidrológicos es de la forma:

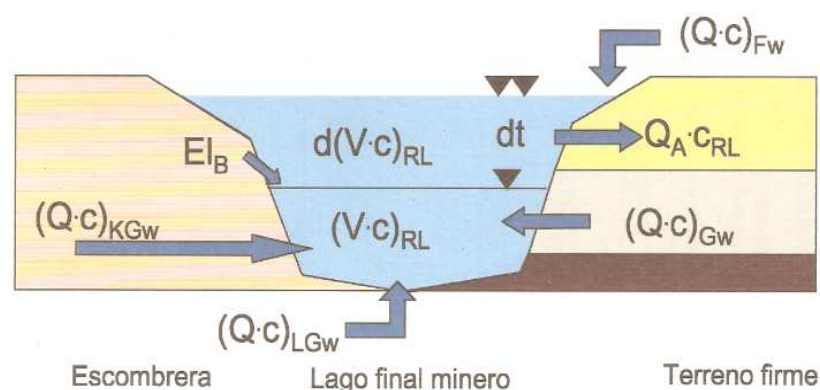
$$\Delta V = P + (Q_i - Q_s) + (G_i - G_s) - E$$

donde  $\Delta V$  es el cambio en el volumen almacenado,  $P$  la precipitación,  $Q_i$  y  $Q_s$  los caudales de entrada y salida, considerando las derivaciones hechas para el aprovechamiento humano,  $G_i$  y  $G_s$  los aportes y salidas de agua subterránea y  $E$  las salidas por evaporación. Esta ecuación tiene dificultades por la incertidumbre en la medición de sus componentes, principalmente los del agua subterránea.

De otra parte, la ecuación de balance químico de masas es de la forma:

$$\Delta(VCL) = P(C_p) + Q_i(C_{qi}) - Q_s(C_{qs}) + G_i(C_{gi}) - G_s(C_{gs}) - E(C_e) + R$$

donde  $C$  representa la concentración de la sustancia estudiada dentro de cada componente según el subíndice y  $R$  se refiere a las posibles reacciones químicas dentro del lago (disolución, precipitación, sorción, desorción...etc). Si la sustancia es conservativa  $R=0$ . Esta expresión es efectiva en la medida en que aumenten las diferencias en las concentraciones de cada componente respecto a sus entradas y salidas. En la Figura 19 se representa el balance químico de masas en un lago final minero (Rolland, 2004).



**Figura 19.** Balance químico de masas en un lago final minero (Rolland, 2004).

Las infiltraciones desde y hacia los lagos también se pueden calcular a partir de balances de masas de isótopos estables como  $\delta^{18}\text{O}$ , cuando se tiene suficiente información de la presencia de estos trazadores en las corrientes superficiales, en la atmósfera y a diferentes profundidades del lago. La expresión de balance isotópico de masas para los casos más generales es de la forma:

$$\Delta V = \frac{[P(\delta L - \delta p) + Q_i(\delta L - \delta q_i) + Q_s(\delta q_s - \delta L) + E(\delta e - \delta L)]}{(\delta g_i - \delta L)}$$

$$\Delta V = \frac{[(P/E)(\delta g_i - \delta p) + Q_i(\delta g_i - \delta q_i) + Q_s(\delta q_s - \delta g_i) + (\delta e - \delta g_i)]}{(\delta g_i - \delta L)}$$

siendo  $\delta$  la composición isotópica de cada elemento del balance. La segunda ecuación expresa la infiltración desde el lago en función de las pérdidas por evaporación y las correspondientes concentraciones de isótopos. Aunque las ecuaciones de balance isotópico de masas resultan muy aproximadas, es difícil obtener suficiente información de este tipo para todos los componentes del ciclo hidrológico como, por ejemplo, de la precipitación.

Los modelos de balance hídrico mensual se utilizan principalmente para simular y predecir los valores mensuales de escorrentía en una cuenca (Xiong y Shengliang, 1999). Comparados con los hidrogramas diarios, los mensuales no suelen mostrar los efectos irregulares de algunos factores naturales inciertos, que sólo se evidencian en el lapso de días u horas.

La relación de la precipitación con la evapotranspiración y la escorrentía a escala mensual es muy estrecha debido a la retroalimentación continua dentro del ciclo atmósfera- suelo- plantas, sin contar con las entradas o salidas causadas por otros factores. En principio, los modelos de balance hídrico mensual pueden tomar formas simples y utilizar pocos parámetros para describir el comportamiento del agua dentro de una cuenca.

### **3. *MODELOS DE TRANSFORMACIÓN DE NUTRIENTES EN LAGOS***

La ecología de los lagos representa un sistema altamente organizado y jerarquizado que, como ya se expuso en el capítulo primero, depende de procesos relacionados con la penetración de la luz, la circulación y concentración de los nutrientes, la estratificación térmica y la posición geográfica (efecto estacional).

La productividad de un lago es función de las fuentes de nutrientes, fósforo y nitrógeno principalmente, de la cantidad de oxígeno y del tiempo de residencia en el lago. Esto ha llevado a la utilización frecuente de modelos de carga de nutrientes para predecir la calidad del agua. Todas estas relaciones se basan en balances de masa entre la entrada y salida de nutrientes.

Uno de los mayores problemas ambientales actuales es el de la eutrofización de las aguas dulces en lagos y embalses. La eutrofización, conocida también como el envejecimiento de las aguas lacustres es, de hecho, un proceso natural dentro de ambientes semicerrados como son los lagos. Sin embargo, las actividades humanas (vertidos de aguas residuales industriales, agrícolas, fecales y atmosféricas contaminadas) tienden a acelerar su aparición. Esto último se ha venido incrementado de forma considerable desde la década de los sesenta del pasado siglo debido al aumento antrópico de las cargas de nutrientes de fósforo y nitratos. La eutrofización usualmente se evidencia por un crecimiento excesivo del fitoplancton, productor primario de la cadena trófica, que satura las aguas lacustres con algas en un proceso conocido como eclosión de algas (*algae bloom*).

En lagos no afectados por el hombre, las concentraciones de nutrientes son tan bajas que se convierten en los factores limitantes para el crecimiento del fitoplancton. El fósforo inorgánico disuelto (PID) es el principal factor limitante de las comunidades de algas lacustres y, de esta manera, se convierte en uno de los controles naturales de la eutrofización.

La Figura 20 (Jolánkai, 1992) ilustra un modelo de los procesos bioquímicos que ocurren en un lago, haciendo énfasis en dos cadenas importantes: la cadena alimentaria y el ciclo de consumo de oxígeno disuelto.

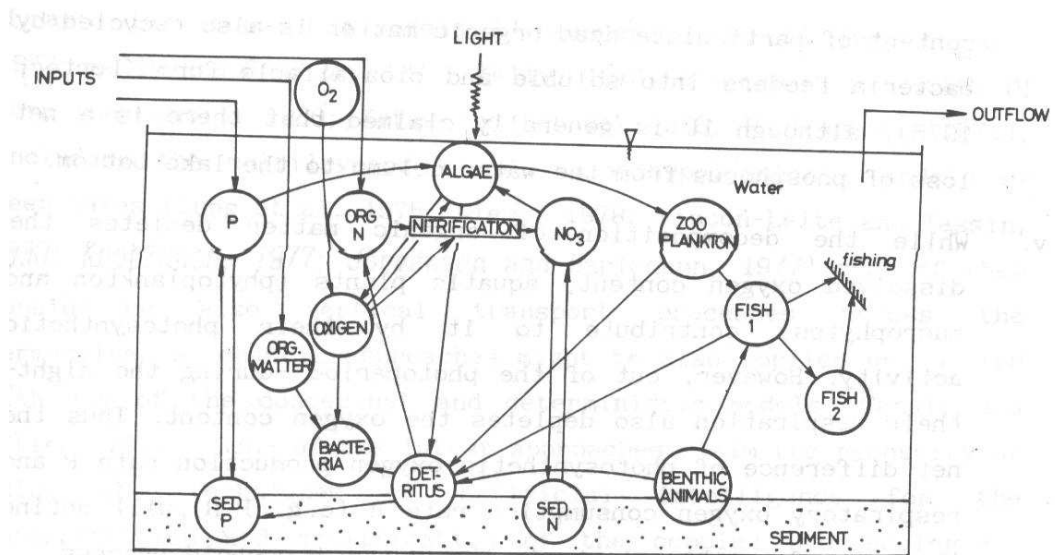


Figura 20. Esquema de los procesos que ocurren en un lago (Jolánkai, 1992).

El proceso esquematizado es el siguiente:

1. El crecimiento de las algas (fitoplancton) está gobernado principalmente por la disponibilidad de P y N, así como por la penetración de la luz y las variaciones de temperatura.
2. Las algas son el alimento del zooplancton, herbívoro y omnívoro, que se convierte a su vez en la fuente alimenticia para el zooplancton carnívoro y para los peces menores; éstos, a su vez, se convierten en presas de peces predadores y otras especies, como los seres humanos.
3. Después de morir, todos los organismos contribuyen a la carga de materia orgánica en forma de detritus, que forman el sustrato del cual se alimentan las bacterias. La materia orgánica también proviene de fuentes externas depositadas por las corrientes afluentes.



4. La descomposición de la materia orgánica por las bacterias incluye dos fases: la carbonatada y la nitrogenada. La última se conoce como nitrificación, en la cual los compuestos de amonio y aminos se oxidan formando nitritos y luego nitratos por acción de las bacterias nitrificantes, las cuales reciclan su desecho nitrogenado para que sirva de alimento a las algas. Parte del fósforo también se recicla, aunque existe en general una pérdida neta por columna de agua, que se almacena en los sedimentos depositados.
5. Mientras la descomposición de la materia orgánica consume el oxígeno disuelto, las plantas acuáticas contribuyen a incrementarlo por la actividad fotosintética. Sin embargo, por la noche, su respiración también consume oxígeno. Por lo tanto, la diferencia neta entre la tasa de oxígeno producido por la fotosíntesis y la tasa de oxígeno consumido durante la respiración definirá el papel de las plantas acuáticas en la producción de oxígeno.
6. Existen ganancias externas de todos los nutrientes a partir de fuentes puntuales en las corrientes afluentes y por la lluvia, así como pérdidas debidas a corrientes efluentes, al desecho almacenado en los sedimentos y a los peces.
7. Muchos factores naturales y humanos como el pH, la temperatura del agua, la profundidad, la turbidez, el viento, las corrientes inducidas por diferencias de temperatura y la turbulencia, influyen en las tasas de los procesos descritos.
8. Durante el proceso de eutrofización inducida, por ejemplo, la productividad primaria (evidenciada por el crecimiento del fitoplancton expresado en términos del carbón producido por unidad de área del lago y por unidad de tiempo) es elevada, llevando a concentraciones relativamente altas de materia orgánica disuelta (MOD) en el agua, la cual sostiene una población heterotrófica de bacterias que descomponen la materia orgánica y consumen todo el oxígeno disuelto (OD) en el agua. En aguas profundas, esta disminución del OD puede conducir a condiciones anaerobias difíciles para sostener procesos bioquímicos (muerte de las aguas).

La cuantificación de estos procesos puede abordarse de distintas formas:

- a. Estableciendo relaciones empíricas y experimentales basadas en aproximaciones estadísticas por balance de masas de los nutrientes, en especial del fósforo, para diferentes lagos, de cuyo ejemplo se puede tomar el trabajo original de Vollenweider (1969), adoptado por la OCDE en 1982 y actualizado por Jones y Lee (1983).
- b. Con modelos de simulación del ciclo del fósforo y el crecimiento del fitoplancton y modelos multiparamétricos de la dinámica del ecosistema lacustre, incluyendo los modelos multicapas epilimnion/hipolimnion para lagos profundos, algunos de los cuales consideran también procesos de transporte vertical a través de la termoclina.
- c. Aproximaciones estocásticas acopladas a los modelos conceptuales y determinísticos utilizados para el análisis regional multivariado y la caracterización hidrogeoquímica de lagos, como lo ejemplifica el trabajo de Young y Sttodard (1996) o para hacer estimaciones a largo plazo con aproximaciones bayesianas como en el trabajo de Qian y Richardson (1997).
- d. Aproximaciones utilizando la técnica de inteligencia artificial para la interpretación y cualificación de los procesos hidroecológicos involucrados.
- e. Modelos que acoplan los procesos hidrodinámicos de transporte con los procesos de transformación de contaminantes de los ecosistemas acuáticos.

### **3.1. EL MODELO DE VOLLENWEIDER**

El modelo de Vollenweider (1969) fue elaborado en base a relaciones semiempíricas de carga/respuesta para lagos de Europa y consiste en representar gráficamente la carga anual de fósforo en el área (cantidad anual de fósforo que llega a un cuerpo de agua) por cada metro cuadrado de superficie del cuerpo de agua, como función del cociente de la profundidad media y el tiempo de residencia hidráulico. Además, se pueden efectuar correlaciones con la concentración de clorofila, profundidad del Secchi y la tasa de agotamiento del oxígeno en el hipolimnion. Para utilizar este modelo se necesita que el

crecimiento de las algas se vea limitado por el fósforo; el tiempo de residencia en la época de crecimiento debe ser de, al menos, dos semanas para que las algas puedan crecer por aporte de fósforo y la transparencia no debe ser afectada por turbidez inorgánica.

$$\text{Carga de P (mg/m}^2 \text{ año)} = 10 q_s (1+t_w)$$

donde:

z: profundidad media.

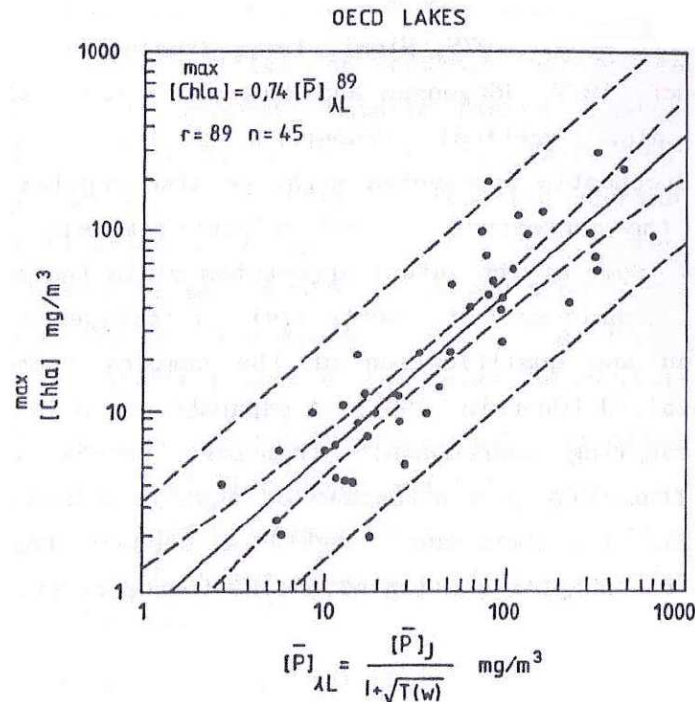
$q_s$ : carga hidráulica ( $z/t_w$ ).

$t_w$ : tiempo de residencia hidráulica.

A partir de los trabajos de Vollenveider, la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) utiliza un método basado en el uso de relaciones empíricas definidas estadísticamente entre una variable de estado y una o más variables independientes para caracterizar las condiciones hidrológicas, hidráulicas y de entrada de las cargas contaminantes al cuerpo de agua. El método utiliza una base de datos de más de cien lagos alrededor del mundo, que puede extenderse a quinientos según algunos autores, principalmente en el hemisferio norte, agrupados en diferentes categorías. El estudio presenta una serie de gráficas y de ecuaciones de correlación, indicando el número de datos utilizados y la bondad del respectivo ajuste. Entre las relaciones empíricas evaluadas se cuentan:

- La máxima concentración de clorofila en función de la concentración promedio corregida de fósforo.
- Nitrógeno en función del fósforo.
- Biomasa en función de las concentraciones de nutrientes en el lago.
- Transparencia en función de la clorofila y de los nutrientes.
- Producción primaria en función de la carga de fósforo.

- Producción primaria en función del fósforo y de la clorofila presentes en el lago.



**Figura 21.** Relación gráfica típica en el método de Vollenweider (Jolánkai, 1992).

La mayor parte de las relaciones del estudio parten del supuesto de que el lago actúa como un reactor de mezcla perfecta en estado estacionario, condiciones éstas que no son representativas en muchos casos. Sin embargo, como primera aproximación las respuestas del método suelen ser aceptables y aplicables a lagos que no se encuentran en la base de datos.

En condiciones de eutrofización severa, las ecuaciones tienden a subestimar las condiciones tróficas reales y cuando la eutrofización es baja, tienden a sobreestimarlas. Estas relaciones, sin embargo, han mostrado su utilidad en la determinación del comportamiento de los ecosistemas lacustres, especialmente cuando se requieren respuestas rápidas a problemas de recuperación ambiental con datos escasos. Se aconseja acompañar su aplicación con análisis de sensibilidad de los parámetros y de los errores esperados.

En la Figura 21 se muestran la relación típica en el método de Vollenveider, tomada de Jolánki (1992).

### **3.2. MODELOS MULTIPARAMÉTRICOS DE LA DINÁMICA DEL ECOSISTEMA LACUSTRE**

Los primeros modelos dinámicos de eutrofización y balance de nutrientes en lagos consideraban el balance del fósforo (P) como la suma del suministro de fuentes externas (LP) menos las salidas y la sedimentación en la siguiente forma:

$$\frac{dP}{dt} = LP - (q + K)P$$

donde P es la concentración total de fósforo en el agua del lago [M/L<sup>3</sup>], LP es la tasa de carga volumétrica de P en el lago [M/TL<sup>3</sup>], q es la tasa de renovación hidráulica [1/T], K es la tasa de sedimentación y t es el tiempo [T]. Esta expresión es válida en lagos y zonas de lago con volumen constante y mezcla completa, con la sedimentación proporcional a la concentración de fósforo P en el lago.

La solución de esta ecuación diferencial tiene muchas variantes, algunas de las cuales incluyen el efecto de la turbulencia, la estratificación térmica y la interacción agua-sedimento, incluyendo procesos de adsorción entre las fases sólida y líquida, advección y difusión. A partir de estos modelos se ha llegado a la conclusión, contrastada empíricamente, que el dragado de los sedimentos, que antes se creía era una medida de remediación adecuada, moviliza y recircula el fósforo atrapado en ellos, con consecuencias desfavorables.

La dinámica del crecimiento del fitoplancton asociada con los ciclos de los nutrientes es importante para definir la actividad de la red trófica. La mayoría de los modelos de estudio del crecimiento del fitoplancton se basan en una relación de balance de masas de la forma:

$$\frac{dPP}{dt} = \frac{1}{V}(Q_i \times PP_i - Q_o \times PP) + G \times PP - K \times PP$$

para lagos y zonas de lago con mezcla completa, donde  $PP$  y  $PP_i$  son las concentraciones de fitoplancton en el agua del lago y en las corrientes afluentes [ $M/L^3$ ];  $Q_i$  y  $Q_o$  son los caudales de entrada y salida [ $L^3/T$ ];  $G$  es la tasa de crecimiento del fitoplancton [ $1/T$ ];  $K$  es la tasa agregada de pérdida interna del fitoplancton [ $1/T$ ], que incluye tasas de mortalidad natural más el consumo del zooplancton;  $V$  es el volumen del lago [ $L^3$ ] y  $t$  es el tiempo [ $T$ ]. Los modelos difieren en la formulación de las tasas de  $G$  y  $K$ , las cuales dependen a su vez de la disponibilidad de luz, temperatura y nutrientes (cada una con su ecuación específica) y de la relación que se establezca entre ellas: multiplicativa, aditiva o paramétrica:

$$G = G_{m\acute{a}x} \times \text{LIMITANTES (luz, temperatura, nutrientes)}$$

Los modelos complejos multiparamétricos de la dinámica de los ecosistemas lacustres, a diferencia de los modelos anteriores, pueden alcanzar diferentes grados de complejidad dependiendo del número de variables de estado y de procesos que consideren. Son modelos muy versátiles, orientados a establecer relaciones entre objetos con propiedades físico-químicas definidas, incluso dividiendo espacialmente el lago en fajas de características similares, siguiendo la dinámica de sistemas. Además de describir las variaciones en la biomasa, estos modelos transitan o circulan los nutrientes a través de varios compartimentos bióticos y abióticos del sistema acuático. A medida que se incrementa la complejidad del modelo en la descripción del ecosistema, se hace evidente la necesidad de incrementar en forma considerable la calidad y cantidad de los datos de entrada, aspecto que puede restringir seriamente su aplicación.

#### **4. *MODELOS DE CIRCULACIÓN Y TRANSPORTE EN LAGOS***

En sistemas acuáticos como los lagos, la evolución de los contaminantes está determinada por:

- las características de las fuentes de contaminación externas, según su tipo y clase.
- el transporte de las sustancias por medio de los diferentes elementos del ciclo hidrológico, en tierra, aire y agua.
- las transformaciones químicas, biológicas y bioquímicas de las sustancias no conservativas.

El cambio en la concentración  $C$  de una sustancia en función del tiempo puede establecerse a partir de la ecuación de continuidad como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \nabla^2 C - \nabla \nabla C \pm \sum \varphi(C) \pm \sum \varphi(C) \pm S(x, y, z, t)$$

Siendo  $D$  el coeficiente difusivo dispersivo,  $\varphi$  el término fuente de sumidero y  $S$  el término químico.

Cuando la sustancia contaminante viaja por efecto del flujo de agua, existe un transporte por advección. Cuando el movimiento de la sustancia se produce por efecto de la difusión molecular (debida al movimiento browniano) y turbulenta (por la fluctuación de las velocidades respecto a sus valores promedio) dentro del fluido, se habla de un transporte por dispersión, que puede ser representado por la Ley de Fick, que establece que el transporte de masa se produce en la dirección del gradiente de concentración y es proporcional al mismo.

Las reacciones internas de transformación son todos los procesos físicos y bioquímicos que cambian la concentración de una sustancia, aumentándola o disminuyéndola, según requerimientos particulares del medio.

En lagos y embalses los procesos de transporte de constituyentes disueltos y partículas en el agua están relacionados con el movimiento del agua y las corrientes que son inducidas por una o más de las siguientes fuerzas y fenómenos:

- circulación causada por corrientes de entrada o salida del cuerpo de agua.
- corrientes superficiales inducidas por los vientos, incluyendo el oleaje y el movimiento oscilante y turbulento causado por las *seiches*.
- corrientes de densidad, producidas en el interior de lagos profundos estratificados térmicamente.

El transporte de contaminantes en lagos puede ser estudiado con la descripción del movimiento del fluido causado por los efectos anteriores. La ecuación de conservación del momentum expresa la aceleración del fluido en el espacio tridimensional y es de la forma:

$$\frac{\partial V_i}{\partial t} + \nabla V \nabla V_i + \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x} - \Omega V_j = \nabla(e \nabla V_i) + F_{si} - F_{bi}$$

Donde  $V_i$  es la velocidad del fluido,  $P$  la presión,  $\rho$  la densidad y  $F_{si}$  y  $F_{bi}$  son los flujos de salida y entrada respectivamente.

La ecuación de continuidad correspondiente para fluido incompresible es, a su vez:

$$\nabla V = 0$$

El proceso de transporte puede describirse por medio de la ecuación de conservación de la masa:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \nabla V C = \nabla(e \nabla V_i) + F_{si} - F_{bi}$$

Donde  $C$  es la concentración,  $V_i$  es la velocidad del fluido y  $F_{si}$  y  $F_{bi}$  son los flujos de salida y entrada respectivamente.

En la práctica, la selección del modelo de transporte y circulación del lago depende del tipo de problema a ser resuelto y de las características físicas, químicas y biológicas del



cuerpo de agua. El rango de modelos posibles se puede clasificar según Jolánkai (1992), de acuerdo con su representación espacial, en simplificados y de circulación, tal como se detalla en la Tabla 11.

| Tipo de Modelos | Dimensión Espacial | Descripción                               |
|-----------------|--------------------|---|
| Simplificados   | 0-D                | Reactor de mezcla, caja múltiple          |
|                 | 1-D                | Vertical, longitudinal                    |
| De circulación  | 2-D                | Vertical, plano, horizontal (una capa)    |
|                 | 3-D                | Multicapa en tres dimensiones, tipo Ekman |

**Tabla 11.** Modelos de transporte y circulación según el rango espacial (Jolánkai, 1992).

En los modelos de reactor de mezcla completa, el problema del transporte de contaminantes se trata con aproximaciones del tipo cajas múltiples, en las que se considera la interconexión de dos o más zonas o subcuencas dentro del lago y el transporte se entiende según las entradas y salidas de una de las subcuencas hacia otra.

Entre los modelos unidimensionales, son comunes aquéllos que consideran el lago horizontalmente homogéneo y solo tienen en cuenta las variaciones en la vertical. Estos modelos trabajan el transporte a través de la termoclina entre el epilimnion y el hipolimnion. Un ejemplo reciente que describe las variaciones verticales en el movimiento del agua, en la temperatura y en la energía interna del lago es el modelo propuesto por Owens y Harleman (1991). Tassin y Vinçon-Leite (1998) presentaron un modelo similar de transporte de fósforo y cambios de temperatura en la vertical, utilizado en combinación con un modelo de crecimiento del fitoplancton, aplicado al lago Bourget (Savoir, Francia).

Los modelos longitudinales en una dimensión son menos comunes y se utilizan en lagos elongados y poco profundos. Un ejemplo de la necesidad de los modelos longitudinales de una dimensión en lagos es el caso de la formación de un represamiento en un río con corrientes inducidas de flujo secundario.

Cuando las corrientes dominantes causadas por el viento o por diferencias de temperatura o densidad toman la forma de una circulación en un plano vertical, como en el caso de lagos estratificados térmicamente, se utilizan modelos bidimensionales para describir los

procesos de transporte de lagos y embalses estrechos y profundos. Un ejemplo de simulación de este tipo de patrones de flujo, incluyendo variaciones en la temperatura y la salinidad, fue presentado por Sauvaget y Belleudy (1991). Sin embargo, el modelo más difundido en la práctica es el de una sola capa horizontal bidimensional, utilizado para simular las corrientes inducidas por el viento sobre lagos con amplias superficies.

Los modelos hidrodinámicos tridimensionales de lagos se aplican al tratamiento de problemas especiales de flujo localizado. Los modelos multicapa extienden la metodología de una sola capa para modelar cuerpos de agua estratificados. Las ecuaciones se aplican secuencialmente de una capa a otra permitiendo, así mismo, la variación de las propiedades del fluido entre capas.

En la aproximación tipo Ekman las ecuaciones de momento horizontal se linealizan para omitir los términos convectivos, y la fricción del fondo se describe también con ecuaciones lineales. Estas simplificaciones permiten determinar analíticamente la distribución vertical de la componente horizontal de la velocidad. Por lo tanto, la aproximación de Ekman permite simular sólo la variación vertical de las corrientes horizontales. Debido a su simplicidad, el modelo ha sido ampliamente usado con propósitos prácticos.

Con excepción de algunos modelos simples unidimensionales, las ecuaciones de flujo y transporte en lagos se resuelven numéricamente con aproximaciones de diferencias y elementos finitos para mallas configuradas uniforme o no uniformemente sobre el cuerpo de agua. En la actualidad, las técnicas más avanzadas se basan en mallas no estructuradas y autoadaptables que se hacen más finas en los sitios de mayor concentración de contaminantes, mientras que se hacen menos densas en otros puntos, reduciendo así los tiempos de cálculo.

## **5. REFLEXIONES**

En este capítulo se han revisado las técnicas actuales de modelación de ambientes lacustres que permiten, desde un enfoque sistémico, describir apropiadamente estos complejos sistemas de interrelación y predecir su comportamiento futuro. Se pone en evidencia así, la existencia de herramientas que se deben de utilizar en la planificación del proyecto minero para la definición del hueco final de explotación que garantice un funcionamiento ecológico adecuado de la futura masa de agua.

La obtención de información precisa de la cuenca con anterioridad a la actividad extractiva y la prognosis de las características físicas, químicas y biológicas que cabe esperar del futuro lago, determinada mediante modelos hidrológicos, hidroquímicos, de transporte y circulación y de transformación de nutrientes se consideran imprescindibles para demostrar la sostenibilidad medioambiental a largo plazo de esta alternativa de restauración.

El paso preliminar para valorar la viabilidad de la creación de un lago minero como alternativa de restauración pasa por la determinación de las fuentes de agua disponibles para el llenado. Esta determinación se realiza empleando modelos hidrológicos en base al balance hidrológico sobre datos conocidos de la zona referidos a un amplio periodo de tiempo. Dicho modelo permitirá conocer los flujos de entrada al lago. Los flujos de salida del lago (evaporación e infiltración) se pueden estimar mediante métodos hidrometeorológicos, como el método Penman (evaporación a partir de la superficie libre del futuro lago), en combinación con modelos hidrogeológicos (infiltración) que, a su vez, empleando las salidas del modelo hidrológico y datos de campo, permitirán conocer el impacto hidrogeológico del lago, el tiempo de llenado y la calidad de las aguas, aspectos fundamentales a tener en cuenta en el diseño del hueco final minero.

Los aspectos ecológicos de la futura masa de agua se predeterminarán empleando modelos de transporte y circulación y de transformación de nutrientes en base al conocimiento de los diferentes aspectos descritos en el capítulo anterior.



## ***CAPÍTULO III***

# **LAGOS FINALES MINEROS**

---

Los denominados *lagos mineros* se forman en los huecos originados por la excavación en las minas a cielo abierto cuando finalizan las operaciones de extracción del mineral y cesa el bombeo. A partir de ese momento, los sistemas de agua subterránea tienden a recuperar su nivel de base natural y esta elevación del nivel piezométrico provoca que las aguas, hasta entonces bombeadas, inunden el hueco producido como consecuencia de las labores mineras.

Además del agua subterránea, contribuyen también a la inundación de los huecos mineros las aguas de escorrentía de las cuencas adyacentes y las aguas de la precipitación directa sobre la superficie del lago.

Durante el proceso de formación de estos lagos, a medida que el nivel de agua tiende a recuperarse, se va poniendo en contacto con las rocas que constituyen los taludes. Hasta ese momento, estas rocas se encontraban expuestas a las condiciones ambientales (condiciones oxidantes) sufriendo sus minerales constituyentes (fundamentalmente los sulfuros) meteorización y procesos de alteración por ser inestables en esas condiciones. El contacto agua-roca, dependiendo de la geología, puede provocar todo un conjunto de reacciones químicas que tienden a aumentar la acidez y las concentraciones de elementos

disueltos, en rocas ígneas. En otros casos, con rocas carbonatadas se tendería a aumentar la basicidad, como en el caso del lago minero de Reocín.

Los lagos mineros, una vez formados, se convierten en complicados sistemas que interaccionan con el entorno (Bros, 2006). Muchas de sus propiedades físicas y químicas y muchos procesos y reacciones que suceden en su interior, como por ejemplo, la estratificación por temperatura y salinidad, son similares a los de los lagos naturales. Pero esa serie de procesos y reacciones, que se van a seguir produciendo una vez formados debido a diversos factores relacionados con la mineralogía, hidrogeología y la limnología de la corta, pueden afectar a la evolución de la calidad química, aspecto fundamental desde el punto de vista ambiental. Cada lago presentará unas determinadas condiciones, así como sus propios y numerosos procesos que hacen que evolucionen unos respecto a otros de maneras muy dispares.

En los apartados que se ofrecen a continuación se describen las características y problemática de los lagos mineros en relación a los lagos naturales, se presenta una síntesis del estado del arte de los aspectos hidrodinámicos y biogeoquímicos de los mismos, se exponen los posibles usos y destinos que se puede dar a la solución ambiental que ofrecen y se detallan las medidas técnicas y tecnologías disponibles en el estado actual del conocimiento para gestionar y controlar los problemas ambientales que puedan suponer. Se pretende poner de manifiesto la necesidad de determinar las medidas adecuadas a aplicar desde una fase temprana de la planificación en la formación de los lagos mineros, para evitar que se conviertan en posibles focos de contaminación de las áreas subyacentes y se aproveche todo su potencial como reservorio de agua dulce y ecosistema saludable.

## **1. CARACTERÍSTICAS DE LOS LAGOS MINEROS**

En los estudios realizados en cortas mineras inundadas (Bachmann *et al.*, 2001; Shevenell *et al.*, 1999; Shevenell, 2000a,b; Denimal *et al.*, 2005; Hamblin *et al.*, 1999 y Jonas, 2000), se ha puesto de manifiesto una serie de características comunes que singularizan a los lagos mineros en comparación con los lagos naturales (Lu, 2004). Aunque son similares, presentan sustanciales diferencias en su comportamiento debidas, especialmente, a sus particulares características morfológicas, míticas, hidroquímicas e hidrobiológicas. Por ello, se pueden considerar, a efectos de este estudio, como una tipología independiente. La evolución de estos sistemas lacustres está fuertemente condicionada por factores que controlan la naturaleza química de sus aguas: factores mineralógicos, factores hidrológicos y factores limnológicos.

### **1.1. CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS**

Los lagos creados en los huecos mineros presentan múltiples estructuras morfológicas que resultan de la propia geometría del yacimiento mineral, de la tecnología de explotación aplicada en la extracción y de las medidas de saneamiento adoptadas durante la vida y operación de la mina.

La mayor diferencia morfológica existente entre los lagos de mina y los lagos naturales radica en que los primeros tienen mayores profundidades y presentan taludes en su mayoría con pendientes más pronunciadas. Otras peculiaridades morfológicas son también los cortes profundos y estrechos en sectores de antiguas explotaciones elongadas, cuencas de aguas profundas separadas por diques tecnológicos, amplios sectores de aguas someras sobre extensas superficies de escombreras interiores y estructuras insulares con configuración diversa y compleja de sus orillas.

Sin lugar a dudas, la diferencia fundamental y más notoria de los lagos mineros respecto de los naturales radica en que tienen una profundidad relativa marcadamente mayor. El porcentaje de profundidad relativa se determina en términos de la profundidad máxima

del lago,  $z_m$  y de su ancho equivalente,  $d$ , éste es, del diámetro de un lago circular de área igual a la superficie del lago  $A_0$ , según la expresión siguiente:

$$z_r = \frac{z_m}{d} \times 100\% = z_m \times 2 \sqrt{\left(\frac{\pi}{A_0}\right)}$$

La profundidad relativa de un típico lago natural es normalmente inferior al 2%, aunque alguno puede exceder el 5%. En cambio, los lagos mineros comúnmente tienen unas profundidades relativas entre 10 y 40% (Doyle y Runnells, 1997; Levy *et al.*, 1996). Los lagos mineros son, por lo general, masas de agua con una pequeña superficie y una gran profundidad, en comparación con los lagos naturales, lo que favorece que se den en su seno procesos físico-químicos que conducen a la estratificación química. Muchos lagos mineros tienden a estratificar y ésta es la causa de que las características químicas del agua del lago puedan variar fuertemente con la profundidad. En las Tablas 12 y 13 se presenta la variación en profundidad de los parámetros químicos clave para dos lagos mineros: uno grande, el Berkeley Pit y otro pequeño, el Summer Camp Pit, en los que se aprecia que el total de sólidos disueltos y la conductividad eléctrica tienden a incrementar con la profundidad. El Berkeley Pit se formó tras el cierre de la mina de cobre Butte, en Montana, U.S.A; tiene una profundidad de 220 m y un área superficial de 2,5 km<sup>2</sup> (Davis y Ashenberg, 1989; Doyle y Runnells, 1997; Madison *et al.*, 2003; Pellicori *et al.*, 2005). El Summer Camp Pit se formó tras el cierre en 1991 de la mina de oro Getchell, al norte de Nevada (Gannon *et al.*, 1996; Parshley y Bowell, 2003).

| Porcentaje de la profundidad del lago (profundidad ≈ 250 m) | 0% (Superficie) | 25%   | 50%   |
|---|-----------------|-------|-------|
| pH  | 2,7             | 3,2   | 3,2   |
| Sulfato   | 4.200           | 7.000 | 6.800 |
| Al <sup>3+</sup> (mg/l)                                     | 135             | 190   | 200   |
| Fe <sup>2+</sup> (mg/l)                                     | 0               | 900   | 960   |
| Cu <sup>2+</sup> (mg/l)                                     | 130             | 200   | 200   |
| As <sup>3+</sup> (µg/l)                                     | 0               | 60    | 100   |
| As <sup>5+</sup> (µg/l)                                     | 0               | 550   | 800   |
| Conductividad eléctrica (dS/m)                              | 4,2             | 7,1   | 7,1   |

**Tabla 12.** Variación del agua del lago con la profundidad. Berkeley Pit, Butte, MT (Davis y Ashenberg, 1989; Doyle y Runnells, 1997).



| <b>Porcentaje de la profundidad del lago<br/>(profundidad ≈ 18 m)</b> | <b>5%</b> | <b>45%</b> | <b>80%</b> |
|---|-----------|------------|------------|
| pH  | 8,6       | 7,5        | 6,1        |
| O <sub>2</sub> disuelto (mg/l)  | 7,3       | 4,2        | 1,0        |
| As (mg/l)   | 10,8      | 4,7        | 5,4        |
| Fe (mg/l)   | 0,03      | 0,08       | 154        |
| Mn (mg/l)   | 0,04      | 0,48       | 1,04       |
| Conductividad eléctrica (dS/m)  | 1,1       | 1,2        | 2,6        |

*Tabla 13. Variación del agua del lago con la profundidad. Sumer Camp Pit, Getchell, NV, junio 1996 (Gannon et al., 1996).*

## **1.2. CARACTERÍSTICAS MÍCTICAS**

En los lagos mineros se producen los mismos fenómenos de estratificación y mezcla que tienen lugar en los lagos naturales, descritos en el apartado 3.2.1 del capítulo uno, e igualmente la morfología del lago puede determinar si se producirá circulación dentro del mismo (Wetzel, 1983). Especialmente importante es la relación que existe entre la profundidad máxima y el área superficial del lago ya que, en función de esta relación, pueden o no tener lugar procesos de circulación en la columna de agua y, en consecuencia, existir o no zonaciones de carácter físico-químico dentro de la masa de agua. También las características del entorno influyen de manera importante en el comportamiento de la estratificación térmica y de densidad del sistema lacustre. La temperatura de la superficie del lago sigue el ciclo de temperatura anual de la atmósfera. El viento puede causar una transferencia de calor a una profundidad limitada. Esporádicamente, durante los meses de verano, la capa superior de agua (epilimnion) se calienta más que la del fondo (hipolimnion), lo que provoca la circulación por convección de las aguas superficiales, sin llegar a mezclarse con las del fondo, y la estratificación estacional de las aguas, hasta que temperaturas de la superficie más bajas, normalmente en otoño, provocan la circulación total de las aguas del lago, produciendo la mezcla de las aguas superficiales y profundas. Estos procesos de circulación y mezcla suponen que, al menos una vez al año, las propiedades del agua son homogeneizadas sobre la columna entera de agua. Todo ello tiene repercusión en las características químicas de las aguas del lago, puesto que los periodos de mezcla permiten la entrada de ciertas cantidades de oxígeno en las zonas profundas, favoreciendo fenómenos de oxidación de los metales

más susceptibles. También se producirán intercambios y movimientos de otras sustancias, que normalmente ocupan las zonas bajas como, por ejemplo, nutrientes.

La profundidad relativa es un parámetro que puede ser utilizado para comparar tipos de lagos y para prever ciertos aspectos en su limnología en relación con los procesos de mezcla y estratificaciones que se pueden dar en la columna de agua, incluso antes de la formación del lago. Normalmente, los lagos mineros con baja profundidad relativa, entre el 3 y el 10%, son holomícticos y polimícticos. Hay que destacar, sin embargo, que los lagos mineros presentan mayor tendencia a un estado meromíctico que los lagos naturales. Varias características y procesos como, por ejemplo, un favorable cociente superficie/profundidad y la infiltración de agua altamente mineralizada, contribuyen a la formación y estabilización de la estratificación permanente. Lyons *et al.* (1994) y Castro y Moore (2000) señalaron que la meromixis se produce con más frecuencia en lagos mineros que en lagos naturales debido al cociente relativamente pequeño entre la superficie y la profundidad, y suele producirse con una profundidad relativa alta, entre el 10 y el 40%. No obstante, también en lagos con pequeña profundidad relativa (como el lago Goitsche y el lago Lugteich) se ha identificado meromixis (Rücker *et al.*, 1999 y Bohrer *et al.*, 2003).

Las tres clases de meromixis distinguidas por Hutchinson (1957) en lagos naturales son también aplicables a los lagos mineros. La estratificación permanente se sostiene en un equilibrio dinámico sólo cuando existen mecanismos que crean una diferencia de densidad suficientemente grande entre el mixolimnion y el monimolimnion como para garantizar de forma continua la estabilidad de la columna de agua respecto a los efectos desestabilizadores de los procesos de mezcla. En la Tabla 14 se identifican varios lagos mineros meromícticos con los datos de morfometría y las causas de la meromixis. En dicha tabla se aplican las siguientes abreviaturas:

A: área de la superficie ( $m^2 \times 10^6$ ).

V: volumen ( $m^3 \times 10^6$ ).

$z_{m\acute{a}x}$ : profundidad máxima (m).

TDS: total de sólidos disueltos (mg/l).

DIC: carbono inorgánico disuelto (mg/l).

| <b>LAGO</b><br><b>País</b><br><b>Material extraído</b>   | <b>Datos de Morfometría</b>  | <b>Causas de la meromixis</b>  | <b>Referencias</b>  |
|--|--|--|---|
| <b>Berkeley</b><br>USA<br>Cu                             | <b>A: -</b><br><b>V: &gt; 110</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 220</b>   | Formación de un mixolimnion pobremente mineralizado por infiltración de aguas de baja mineralización en la superficie del lago.<br>Enriquecimiento de hierro y sulfato debido a la precipitación/sedimentación de minerales de hierro secundario en el mixolimnion, su redisolución en el monolimnion y la continua oxidación de la pirita en las paredes de hueco en el monolimnion por hierro férrico. | Davis y Ashenberg, 1989<br>Robins <i>et al.</i> , 1997<br>Doyle y Runnells, 1997<br>Jonas, 2000<br>Gammons <i>et al.</i> , 2003<br>Madison <i>et al.</i> , 2003<br>Pellicori <i>et al.</i> , 2005 |
| <b>Island Copper Mine</b><br>Canadá<br>Cu                | <b>A: 1.72</b><br><b>V: 241</b><br><b>Z<sub>max</sub>&gt; 400</b>  | Primera etapa de llenado con agua de mar (93% de volumen) y segunda etapa de llenado con agua dulce (7% de volumen).<br>Estratificación forzada.   | Fisher y Lawrence, 2000<br>Muggli <i>et al.</i> , 2000<br>Fisher, 2002<br>Poling <i>et al.</i> , 2003<br>Stevens <i>et al.</i> , 2005<br>Boehrer y Stevens 2005                                   |
| <b>Spenceville Copper Pit</b><br>USA<br>Cu               | <b>A: 0.002</b><br><b>V: 0.023</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 17</b>   | Enriquecimiento de sustancias debido a la evaporación.<br>Acumulación de hierro y otras sustancias en el monolimnion debido al deterioro microbioal de los compuestos orgánicos.   | Levy <i>et al.</i> , 1997   |
| <b>Rävliidmyran Pit</b><br>Suecia<br>Zn, Cu, Pb, Ag y Au | <b>A: 0.049</b><br><b>V: 0.53</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 28.9</b>  | Relleno primario con agua altamente mineralizada causada por elución de las paredes del hueco e infiltración de agua de alta concentración TDS debido a la oxidación de la pirita.<br>Acumulación de hierro y otras sustancias en el monolimnion.  | Lu <i>et al.</i> , 2003<br>Lu, 2004   |
| <b>Anchor Hill Pit</b><br>USA<br>Au, Ag, Cu, Pb y Zn     | <b>A: 0.018</b><br><b>V: 0.26</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 26</b>    | Medidas para neutralizar el lago (adición de material orgánico para estimular procesos microbiales reductores para la producción de alcalinidad).  | Lewis <i>et al.</i> , 2003  |
| <b>McLaughlin Gold mine, soth pit lake</b><br>USA<br>Au  | <b>A: -</b><br><b>V: -</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 85,3</b>         | Intrusión de agua salina por suberosión del estrato de sal en el subsuelo más profundo.<br>Acumulación de CO <sub>2</sub> en el monolimnion causada por los saltos térmicos en el fondo del lago.  | Rytuba <i>et al.</i> , 2000   |
| <b>Brenda Pit</b><br>Canadá<br>Mo                        | <b>A: 0.38</b><br><b>V: 20.7</b><br><b>Z<sub>max</sub>&gt; 140</b> | En las referencias no hay una información clara.   | Stevens y Lawrence, 1997<br>Hamblin <i>et al.</i> , 1997<br>Stevens y Lawrence, 1998<br>Hamblin <i>et al.</i> , 1999  |
| <b>Gunnar</b><br>Canadá<br>--                            | <b>A: 0.07</b><br><b>V: -</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 110</b>       | En las referencias no hay una información clara.   | Doyle y Runnells, 1997  |
| <b>Pit lake en SE de Tennessee</b><br>USA<br>--          | <b>A: 0.08</b><br><b>V: 2.1</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 60</b>      | Dilución del mixolimnion por fluencia de un arroyo.<br>Relleno primario con agua altamente mineralizada causada por elución de las paredes del hueco e infiltración de agua de alta concentración TDS debido a la oxidación de la pirita.  | Colarusso <i>et al.</i> , 2003 (el nombre del lago no se proporciona en la referencia)  |
| <b>St Louis</b><br>Francia<br>Carbón                     | <b>A: -</b><br><b>V: -</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 60</b>           | Elución de las paredes del hueco e infiltración de agua de alta concentración TDS debido a la oxidación de la pirita.  | Denimal <i>et al.</i> , 2005  |
| <b>Fouthiaux</b><br>Francia<br>Carbón                    | <b>A: -</b><br><b>V: -</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 37</b>           | Elución de las paredes del hueco e infiltración de agua de alta concentración TDS debido a la oxidación de la pirita.  | Denimal <i>et al.</i> , 2005  |
| <b>Mining Lake 111</b><br>Alemania<br>Lignito            | <b>A: 0.1</b><br><b>V: 0.5</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 10.2</b>     | Infiltración de agua subterránea de alta concentración TDS debido a la oxidación de la pirita.   | Karakas <i>et al.</i> , 2003  |
| <b>Goitsche</b><br>Alemania<br>Lignito                   | <b>A: 13.3</b><br><b>V: 213</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 47</b>      | Infiltración de agua subterránea de alta concentración TDS debido a la oxidación de la pirita.   | Boehrer <i>et al.</i> , 2003  |
| <b>Waldsee</b><br>Alemania<br>Lignito                    | <b>A: 0.003</b><br><b>V: -</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 5</b>        | Infiltración de agua subterránea de alta concentración TDS debido a la oxidación de la pirita.<br>Acumulación de hierro y DIC en el monolimnion.   | Rücker <i>et al.</i> , 1999<br>Schimmele, 1999  |

| <b>LAGO<br/>País<br/>Material extraído</b>        | <b>Datos de<br/>Morfometría</b>                                 | <b>Causas de la meromixis</b>  | <b>Referencias</b>  |
|---|---|--|---|
| <b>Lugteich</b><br>Alemania<br>Lignito            | <b>A: 1.7</b><br><b>V: 3.5</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 10</b>    | Infiltración de agua subterránea de alta concentración TDS debido a la oxidación de la pirita.<br>Acumulación de hierro y DIC en el monimolimnion. | Rücker <i>et al.</i> , 1999   |
| <b>Moritzteich</b><br>Alemania<br>Lignito         | <b>A: 0.16</b><br><b>V: 1.2</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 17.5</b> | Infiltración de agua subterránea de alta concentración TDS debido a la oxidación de la pirita.<br>Acumulación de hierro y DIC en el monimolimnion. | Stellmacher, 2004   |
| <b>Hufeisensee</b><br>Alemania<br>Lignito         | <b>A: 0.7</b><br><b>V: 6.1</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 29</b>    | Intrusión de agua salina por suberosión del estrato de sal en el subsuelo más profundo.  | Schreck, 1998<br>Maiss <i>et al.</i> , 1998<br>Stottmeister <i>et al.</i> , 1999            |
| <b>Merseburg-Ost 1 a</b><br>Alemania<br>Lignito   | <b>A: 2.8</b><br><b>V: 30</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 27</b>     | Intrusión de agua salina por suberosión del estrato de sal en el subsuelo más profundo.  | Böhrer <i>et al.</i> , 1998<br>Von Rohden y Ilmberger, 2001<br>Boehrer <i>et al.</i> , 2006 |
| <b>Merseburg-Ost 1 1 b</b><br>Alemania<br>Lignito | <b>A: 2.3</b><br><b>V: 47</b><br><b>Z<sub>max</sub>: 36</b>     | Intrusión de agua salina por suberosión del estrato de sal en el subsuelo más profundo.  | Böhrer <i>et al.</i> , 1998<br>Von Rohden y Ilmberger, 2001<br>Boehrer <i>et al.</i> , 2006 |

**Tabla 14.** Lagos mineros meromíticos (Boehrer y Schultze, 2006).

La posibilidad de que en los lagos mineros profundos o en sectores marginales profundos y elongados de ellos se puedan producir estados meromíticos en los que no tiene lugar ninguna circulación completa de la masa hídrica en ningún periodo del año y en los que la zona profunda (monimolimnion) permanece excluida de la circulación, conlleva riesgos y ventajas para proteger el medio ambiente. Las ventajas radican en que la meromixis se conecta con un monimolimnion anóxico, resultante de la respiración de material orgánico y en el que sólo se produce una actividad fotosintética marginal, sin cambio de gas con la atmósfera, y en el que se concentran numerosas sustancias procedentes de la precipitación de metales del mixolimnion y de la descomposición microbológica. Estas sustancias nocivas permanecen en el fondo del lago, dado que el transporte a lo largo de la columna de agua está limitado por el pequeño cociente de intercambio a través del gradiente de densidad de la quimioclina (Von Rohden y Ilberger, 2001). El cociente de transporte puede ser tan pequeño como la difusión molecular, que es el único mecanismo que se identifica para exportar sustancias desde el monimolimnion al mixolimnion. Igualmente, los drenajes ácidos procedentes de las escombreras y balsas de los alrededores son recogidos y desviados a la zona profunda del lago.

De esta forma, su contacto con el oxígeno se minimiza, se evita la formación de nueva acidez por oxidación continua y se favorece la reducción del  $\text{SO}_4^{2-}$ . Además, la meromixis

estabiliza la eutrofización artificial por movilización de metales (Poling *et al.*, 2003). Sin embargo, la oxidación continua de la pirita en el monimolimnion del lago Berkeley indica que alguno de los mecanismos responsables de las ventajas de la meromixis artificial puede ser contrarrestado en una extensión extraordinaria por otros procesos.

Los riesgos de la meromixis artificial derivan de la posibilidad de que se produzca de forma repentina e inesperada una circulación total de la masa de agua inducida, por ejemplo, por una fuerte tormenta (o deslizamiento en masa). Dicha circulación podría provocar la liberación de grandes cantidades de metales tóxicos y gases (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S), acumuladas en el fondo, al mixolimnion o hacia otros cuerpos de agua, lo que puede provocar la muerte de peces y otros fenómenos catastróficos para la vida salvaje y los usuarios de agua. Murphy (1997) realizó algunos cálculos predictivos sobre la probabilidad de que una catástrofe de este tipo pueda suceder en un lago minero. Encontró que tal suceso es difícil de que se produzca, aunque no imposible. Esta posibilidad hace necesaria, por ejemplo, la prevención de la estabilidad geotécnica de los taludes asociada al llenado del lago.

La tendencia de un lago a la formación de un estado meromórfico (Walker y Likens, 1975) y la profundidad máxima de mezcla (límite monimolimnion-mixolimnion) pueden aproximarse a partir de la profundidad relativa. El valor indicativo para las condiciones meromórficas corresponde a una profundidad relativa superior al 5%. La profundidad de la quimoclina (límite monimolimnion-mixolimnion) bajo la superficie lacustre se determina según la fórmula de Berger (1955):

$$\text{Quimoclina} = \sqrt[4]{A_0}$$

### **1.3. CARACTERÍSTICAS HIDROQUÍMICAS**

Las características químicas del agua de los lagos mineros dependen, en general, de la alcalinidad del agua subterránea local, de la composición de las rocas de la pared encajante, de la química de la zona vadosa circundante y de la calidad y cantidad del de la escorrentía de la cuenca (Plumlee *et al.*, 1992; Davis *et al.*, 1993; Bird *et al.*, 1994). Con carácter general, los lagos mineros contienen altas concentraciones de metales y

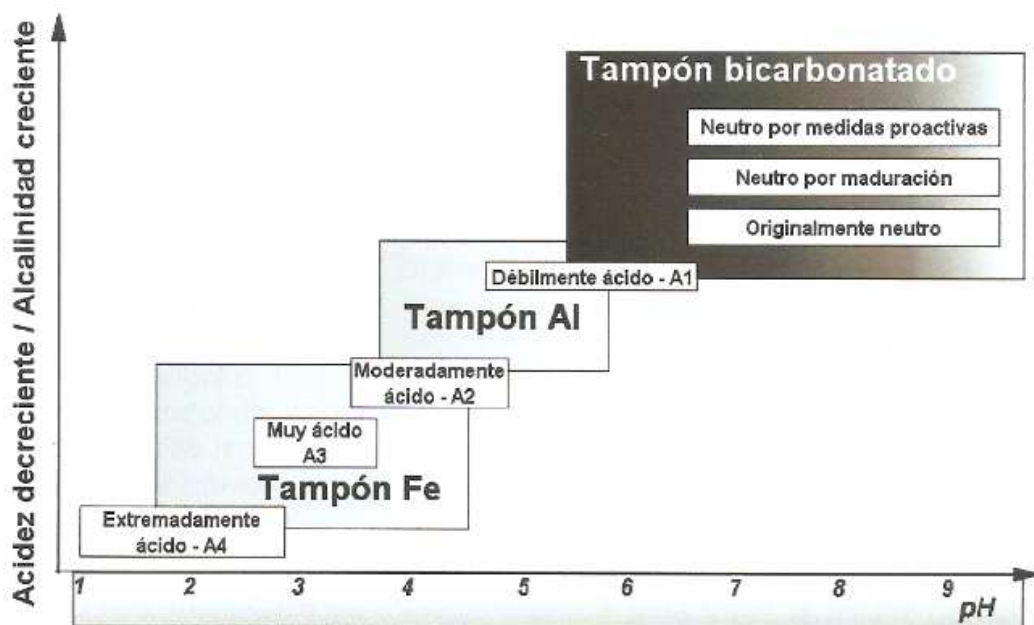
metaloides disueltos, ácidos y sulfatos y presentan altas tasas de acidez. En particular, los lagos originados en muchas minas de carbón suelen tener aguas ácidas y con altas concentraciones de sulfatos y metales tóxicos (Bachmann *et al.*, 2001; Davis y Ashenberg, 1989; Levy *et al.*, 1996; Miller *et al.*, 1996). También los lagos formados como consecuencia de la minería metálica presentan problemas de calidad en sus aguas. Como resultado de la exposición subaérea, la naturaleza altamente reactiva de los sulfuros provoca una disolución oxidativa de éstos, incrementándose el contenido de sólidos disueltos en las masas de agua que inundan las cortas, a la vez que se ven sometidas a un proceso de acidificación. La naturaleza ácida del agua favorece la alteración/disolución de las litologías de la roca encajante, incrementándose de este modo también la concentración de sólidos disueltos (Bachmann *et al.*, 2001; Levy *et al.*, 1996).

Diversos procesos influyen en la química de las aguas, como los procesos cíclicos del hierro y otros minerales, la hidrología y la mineralogía de los taludes y bermas, junto con la superficie expuesta en la corta.

Uno de los metales más frecuentes en los lagos mineros es el hierro. Este elemento presenta cierta facilidad para sufrir procesos de oxidación y precipitación. Dicho fenómeno tendrá lugar con frecuencia en la capa más oxigenada del lago (epilimnion) produciéndose la oxidación de  $Fe^{2+}$  a  $Fe^{3+}$ . Este último precipitará y pasará a ocupar las capas más profundas, anóxicas, pudiendo entonces ser reducido de nuevo.

Las tendencias en la composición química de los lagos mineros muestran que, generalmente, se producen elevados niveles de soluto en condiciones extremas de acidez y alcalinidad. Concentraciones de cationes metálicos (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn) son elevadas únicamente en lagos ácidos, mientras concentraciones de metaloides aniónicos (As y Se) son, generalmente, elevadas sólo en lagos alcalinos. Estas tendencias son indicativas de la oxidación de minerales de sulfuros y evapoconcentración en condiciones ácidas y alcalinas, respectivamente (Eary, 1999).

En lagos con aguas próximas a la neutralidad, el ión bicarbonato es el que más influye sobre el pH. En algunos casos, la hidrólisis de metales de transición como el  $\text{Fe}^{2+}$ , Cu y Zn puede servir de amortiguador para mantener el pH en valores neutros (Nordstrom y Alpers, 1997). En los lagos ácidos, el principal sistema tampón es el del aluminio hidratado, que mantiene el pH por debajo de 4,5. Para valores muy bajos de pH, inferiores a dos, el ión  $\text{Fe}^{3+}$  y el ión bisulfato se presentan como importantes amortiguadores del pH. Lagos mineros comprendidos entre 4,5 y 6 no son frecuentes, puesto que no hay sistemas tampón que sean efectivos en esos rangos. En la Figura 22 se ilustran los principales tampones geoquímicos presentes en lagos mineros en función del pH y la acidez (Nixdorf *et al.*, 2005).



**Figura 22.** Principales tampones geoquímicos presentes en lagos mineros en función del pH y la acidez (Nixdorf *et al.*, 2005).

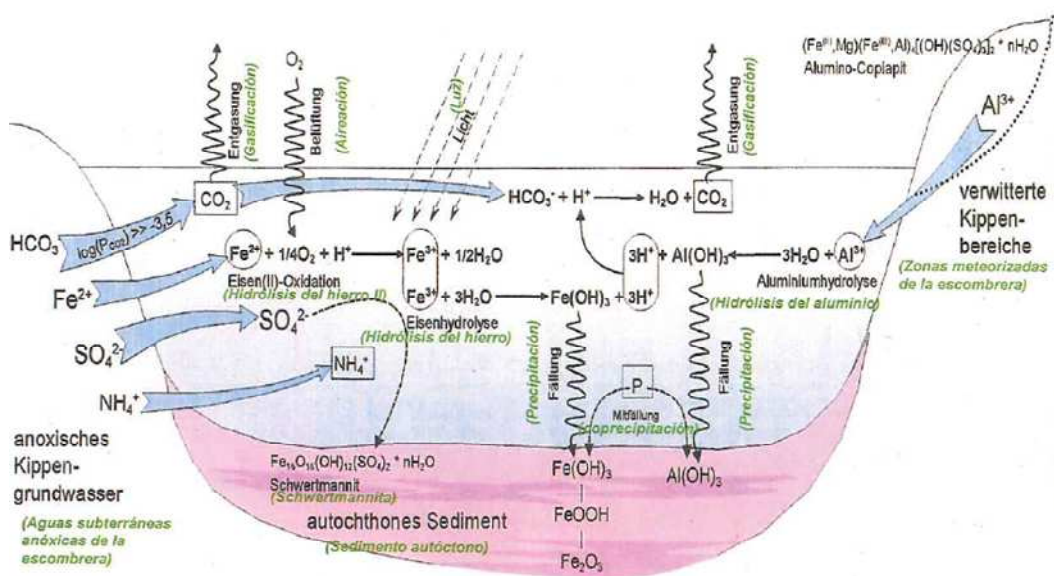
En casi todos los lagos mineros, el  $\text{SO}_4$  es el soluto dominante, pero está limitado por la solubilidad del yeso. La fluorita, el calcio y la barita también controlan la solubilidad de ciertos elementos. Asimismo, existen controles de solubilidad bien definidos para los metales principales (Al, Fe, Mn). Las concentraciones de As y Se aparecen para estar limitados sólo por sorción, pero este control pierde eficacia al aumentar el pH y la concentración de  $\text{SO}_4$ . En general, las concentraciones de metales menores en lagos

mineros no están bien representadas por las solubilidades teóricas de minerales de fase pura.

Por otro lado, es importante valorar el volumen y naturaleza química de las diversas entradas a la corta: precipitación directa, agua de escorrentía e infiltración subterránea. La renovación del agua, por ejemplo, por considerables entradas/pérdidas a través del flujo subterráneo en zonas de alta permeabilidad, ayudará a mantener la calidad del agua. El caso contrario de un marcado estancamiento facilitará el empeoramiento de su quimismo.

También las pérdidas de agua, donde la evaporación juega un papel importante, tienen influencia en la calidad de las aguas. Es usual que el lago sufra procesos de evaporación en las partes más superficiales durante los periodos cálidos. A consecuencia de esto, los metales disueltos en el mismo pueden llegar al punto de saturación, con lo que podrán precipitar y se acumularán en el fondo. En las áreas áridas los efectos de la evaporación neta puede llegar a ser un proceso importante a largo plazo en la calidad del agua (Eary, 1999).

En la Figura 23 se muestran los procesos eficaces de calidad que tienen lugar en un lago final de mina según W. Uhlmann (Rolland, 2004).



**Figura 23.** Procesos eficaces de calidad en un lago final de mina según W.Uhlmann (Rolland, 2004).



La mineralogía de los taludes y bermas, junto con la superficie expuesta en la corta, es importante en relación a la química del agua. Por ejemplo, las rocas que contienen sulfuros de hierro, en presencia de agua y oxígeno, pueden ser oxidadas, lo que puede producir lagos con altos niveles de sulfatos y metales disueltos (Fe, Al, Mn, Cu, Zn, Pb, Cu). Si el agua está en contacto con calcita o dolomita en las litologías encajantes de la mineralización, la acidez puede ser neutralizada de forma natural y el agua, en este caso, presentar mejor calidad. En consecuencia, rocas de carácter ácido pueden inducir en el agua carácter ácido. En cambio, si las rocas de contacto tienen potencial para neutralizar la acidez, como las rocas calizas, la evolución de las aguas tenderá a mejorar su calidad debido a la capacidad de neutralización de estas rocas. Lagos mineros de aguas neutras y de aguas alcalinas, debido a que las rocas de sus muros y los recubrimientos de su alrededor están constituidos por calizas, son los de Ballygowan y Chia Clay Pits. En otros lagos, como Ruth Pit y SCP, en Nevada (USA), sus aguas han evolucionado de ácidas a alcalinas (Bowell, 2006). Campbell y Lind (1969) investigaron cinco lagos de minas de carbón en Missouri (USA) cuyas aguas inicialmente ácidas fueron neutralizadas por procesos naturales.

En la actualidad, conocido el tipo de roca en la que se alberga y la mineralogía presente en el entorno, puede predecirse el comportamiento geoquímico del agua del lago mediante diversos programas informáticos comerciales que incorporan la modelización geoquímica, como PHREEQC, WATEQ, MINSOLV, MINTEQ, GWB o PHAST entre otros. La modelización hidrogeoquímica es un soporte fundamental para la planificación y control del llenado y para conocer la evolución a medio y largo plazo de la calidad del agua bajo diversas condiciones del entorno. Los modelos se basan en parámetros geoquímicos como el índice de saturación (SI), las presiones parciales de O<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> (condiciones geoquímicas del entorno), así como las constantes de equilibrio de las reacciones en ejecución. El modelo geoquímico basado en el código PHREEQC (Parkhurst y Appelo 1999) es el más utilizado en la práctica. Considera reglas de mezcla conservativas que, en lagos finales, se refieren normalmente a los metales alcalinos y alcalinotérreos, así como a los aniones sulfato y cloruro. No se comportan de forma conservativa el hierro, aluminio, manganeso y el valor de pH. Este modelo simula el efecto de la mezcla de los distintos tipos de agua

de aportación al lago y las modificaciones que provoca en el entorno, utilizando una aproximación termodinámica para las reacciones químicas consideradas en el modelo.

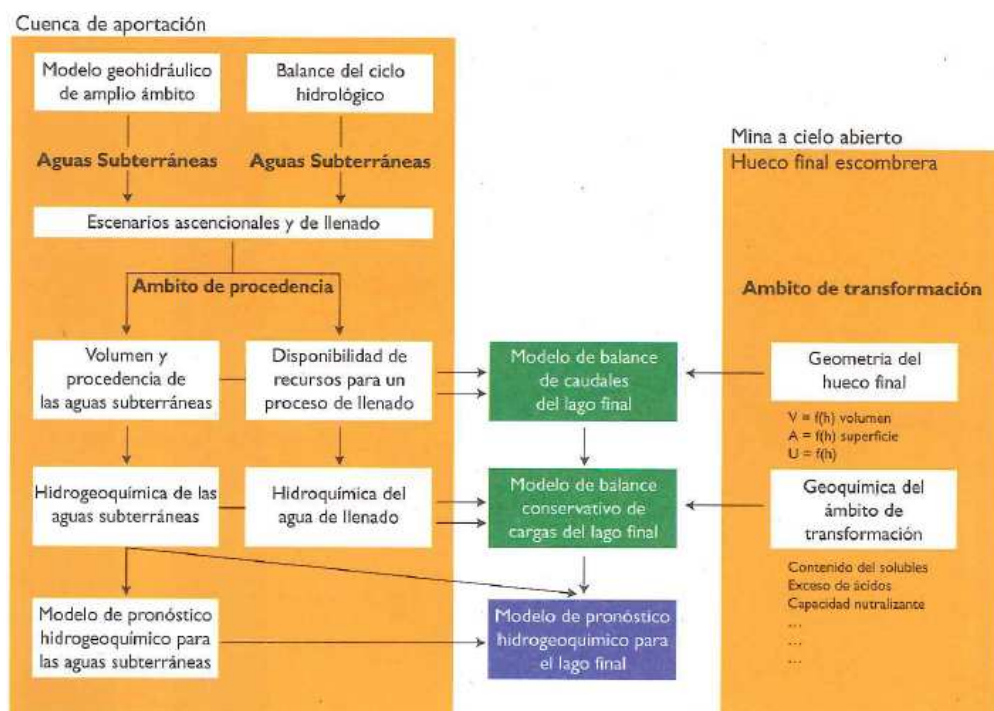
Stone y Fontaine (1998) desarrollaron un modelo numérico para simular el llenado de un lago minero en Crescent Valley (Nevada) que también ayudó a predecir la química del lago. Fontaine *et al.* (2003) desarrollaron una solución analítica, basada en la ecuación de Jacob-Lohman, para estimar el tiempo de llenado de un lago minero, considerando cocientes de flujo transitorios, la geometría del hueco, los efectos de la precipitación y evaporación a partir de la superficie del lago, así como otros flujos externos. El Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente de la Universidad de A Coruña ha desarrollado el programa VISUAL BALAN, código interactivo para el cálculo de balances hidrológicos y estimaciones de recarga. La versión V.2.0 de este programa (Juncosa *et al.*, 2008 a,b) ha sido utilizada para determinar la calidad de las aguas y posible vulnerabilidad de las distintas aguas subterráneas y superficiales en seis huecos mineros en la provincia de A Coruña, tras su inundación, situados en el municipio de Vimianzo, dentro de la cuenca de recepción del río Castro (Juncosa *et al.*, 2010c). Dicha versión también ha sido utilizada para elaborar el modelo hidrológico de la corta minera Cervantes Este, en Peñarroya, Córdoba (Juncosa y Delgado, 2010b). Este modelo permite conocer las posibilidades de llenado del hueco minero y, además, combinado con un modelo hidroquímico (Delgado y Juncosa, 2010), la calidad química del agua del futuro lago minero.

No obstante, la modelización de la evolución de la calidad de las aguas de un lago minero no debe limitarse exclusivamente a su comportamiento geoquímico. Los modelos de calidad combinan las ecuaciones de balance hídrico y de constituyentes conservativos con la modelización geoquímica e integran, además, los principales factores que afectan a dichos balances, como los procesos de mezcla, gradientes térmicos, corrientes asociadas a seiches y vientos. Modelos de este tipo son QUALITY y QUALITY-1 que, combinados con otros que contemplan variables hidrológicas y ecológicas, permiten simular el comportamiento del lago.

En la Figura 24 (Lua, 1995) se esquematiza la metodología que se emplea para pronosticar la calidad de las aguas en lagos mineros, a partir de la información de la cuenca de aportación y de las características derivadas del diseño y de la geología de la

mina a cielo abierto (hueco final y escombrera y ámbito de transformación). Los posibles escenarios ascensionales y de llenado se establecen utilizando un modelo geohidráulico de amplio espectro y el balance del ciclo hidrológico. A partir del escenario seleccionado, se puede conocer el volumen y la procedencia del agua subterránea, así como la disponibilidad de recursos para el proceso de llenado que, junto con la geometría del hueco final (volumen, superficie, profundidad), definen el balance de caudales de éste.

Por otro lado, el balance conservativo de cargas del lago final se calcula combinando el balance de caudales con la hidroquímica del agua de llenado y la geoquímica del ámbito de transformación del contenido de solutos, exceso de ácidos, capacidad neutralizante...etc). Finalmente, el balance conservativo de cargas, junto con el pronóstico hidrogeoquímico para el agua subterránea, determinarán el pronóstico de la calidad del agua del lago final minero.



**Figura 24.** Metodología del pronóstico de calidad, modificado según Lua (1995).

#### 1.4. CARACTERÍSTICAS HIDROBIOLÓGICAS

La forma y tamaño específicos de la cuenca lacustre de un lago final minero determinan la formación de ámbitos de reacción (mixis) y con ello el desarrollo de un sistema limnológico específico del lago. Por lo general, las paredes de las cortas suelen ser bastantes abruptas y elevadas, presentando unas pendientes medias de 45-50°. Esta fuerte pendiente hace que en los lagos mineros se vea muy reducida, o sea inexistente, una zona somera litoral (Stevens y Lawrence, 1998). Estas características de lagos encajados entre altas paredes con ausencia de orillas de escasa profundidad, unido a su hidroquímica, les confiere una singularidad que les diferencia totalmente como ecosistemas de otros lagos naturales cercanos. En general, la productividad primaria en los lagos mineros es baja, así como su actividad biológica (Doyle y Runnells, 1997).

El pronóstico de trofia se realiza en base al cálculo del estado trófico de referencia, determinado en función de los parámetros morfométricos de la cuenca lacustre (forma y tamaño específicos) y, en lo posible, soportado adicionalmente por la estimación de aportación potencial de nutrientes a través de los aportes de entrada de aguas superficiales y subterráneas. En la actualidad no existe todavía un modelo para la simulación de la evolución trófica en aguas predominantemente ácidas. Su desarrollo es objeto de investigaciones limnológicas.

El estado trófico de referencia viene definido por la profundidad de visibilidad de referencia  $ST_{Ref}$ , que se determina según la fórmula de Lawa (1998) a partir de una serie de magnitudes paramétricas calculadas en función de las características morfométricas de la cuenca lacustre. Los parámetros morfométricos que se utilizan son los detallados en la Tabla 15.

| Parámetros          | Denominación | Unidad |
|---------------------|--------------|--------|
| Volumen             | $V_{lago}$   | $m^3$  |
| Superficie lacustre | $A_O$        | $m^2$  |
| Longitud efectiva   | $L_{eff}$    | km     |
| Anchura efectiva    | $B_{eff}$    | km     |
| Profundidad máxima  | $Z_{max}$    | m      |

**Tabla 15.** Principales parámetros morfométricos a considerar en lagos mineros.

La longitud efectiva corresponde a la extensión longitudinal máxima de la superficie lacustre sobre superficie ininterrumpida y la anchura efectiva a la extensión máxima sobre superficie ininterrumpida de agua, perpendicular a la longitud efectiva.

A partir de estos parámetros se calculan las siguientes magnitudes paramétricas: profundidad media, longitud axial efectiva, profundidad teórica del epilimnion y el gradiente de profundidad. En la Tabla 16 se relacionan estas magnitudes, su denominación y unidad.

| Magnitud                           | Denominación | Unidad |
|------------------------------------|--------------|--------|
| Profundidad media                  | $Z_m$        | m      |
| Longitud axial efectiva            | $D_a$        | km     |
| Profundidad teórica del epilimnion | $Z_{Epi}$    | m      |
| Gradiente de profundidad           | F            | -      |

**Tabla 16.** Principales magnitudes paramétricas a considerar en lagos mineros.

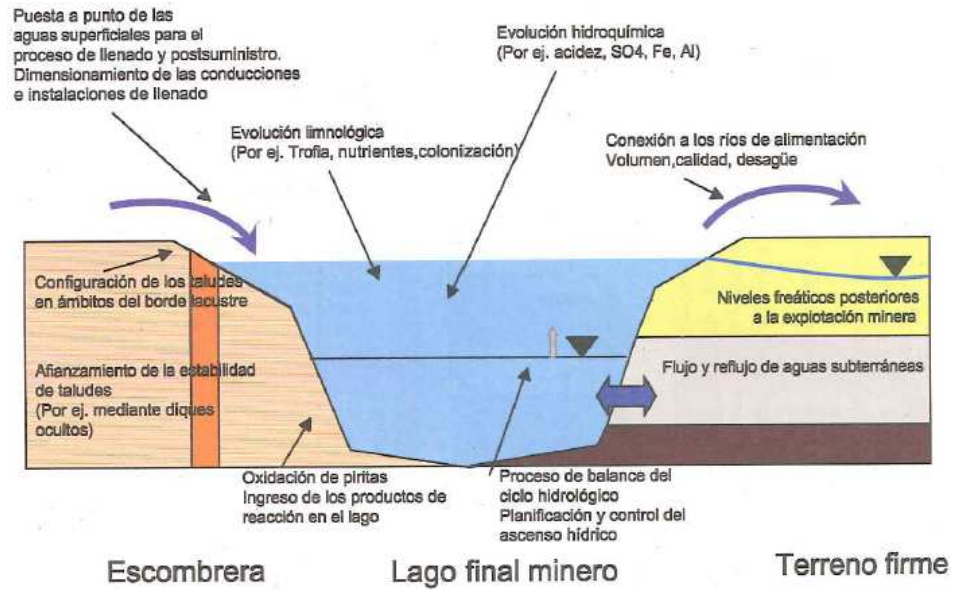
Y en la Tabla 17 se indican las fórmulas para el cálculo de esas magnitudes paramétricas.

| Magnitud                           | Denominación | Fórmula                         |
|------------------------------------|--------------|---------------------------------|
| Profundidad media                  | $Z_m$        | $V_{lago}/A_O$                  |
| Longitud axial efectiva            | $D_a$        | $0.5 \cdot (L_{eff} + B_{eff})$ |
| Profundidad teórica del epilimnion | $Z_{Epi}$    | $5.81 \cdot D_a^{0.28}$         |
| Gradiente de profundidad           | F            | $Z_{max}/Z_{Epi}$               |

**Tabla 17.** Fórmulas de cálculo de las principales magnitudes paramétricas a considerar en lagos mineros.

La longitud axial efectiva corresponde al valor de medida para la posibilidad de ataque del viento sobre la superficie lacustre.

A partir de todas estas consideraciones el planteamiento en relación con la configuración del lago final es el que se describe en la Figura 25 (Rolland, 2004).



**Figura 25.** Planteamiento en relación con la configuración de un lago final minero (Rolland, 2004).

## **2. TÉCNICAS PARA LA GESTIÓN DE LOS LAGOS MINEROS**

La calidad de las aguas de los lagos de minas es un aspecto fundamental a tener en cuenta para garantizar su potencial ecológico. En la actualidad son varias las medidas tecnológicas, físicas, químicas y biológicas existentes para mejorar la creación sostenible, la regeneración efectiva y el uso futuro a largo plazo de estas masas de agua. Estas técnicas tienen como objeto incrementar el valor del pH de las aguas, reducir la concentración metálica y disminuir la concentración de sulfatos mediante procesos reductores. No obstante, y hasta lo que hoy se conoce, ninguno de estos tratamientos por sí solo es capaz de garantizar el éxito de la remediación, si bien la combinación de varios de ellos puede proporcionar buenos resultados, tanto en la rehabilitación primaria como en el control a largo plazo del lago minero.

Entre estas técnicas, empleadas en distintos lagos mineros del mundo, podemos citar el funcionamiento continuado de las instalaciones de tratamiento de aguas existentes durante la minería activa a la entrada o a la salida del lago, el acondicionamiento de las aguas fuera o dentro del lago final minero mediante la adición de productos neutralizantes, el establecimiento de procesos químico-técnicos (electrólisis, precipitación del Ba, Al, Fe y Ca), de procesos biológicos en el lago final y también en el postsuministro (alcalinización biogénica, reducción interna y externa de sulfatos...etc) e incluso el backfilling o relleno con residuos (Rolland, 2004). Por otro lado, tampoco hay que olvidar la aplicación de otros métodos de prevención alternativos, sin duda más baratos y necesarios, para evitar efluentes de mala calidad hacia el lago final, como el cubrir las escombreras y las balsas de lodos con un sustrato vegetal y la desviación de los flujos de agua de las escombreras. Este es un buen primer paso para evitar que se generen drenajes ácidos en el entorno minero.

A continuación se describen algunas de estas técnicas, indicando sus ventajas y sus inconvenientes, con el objeto de poner de manifiesto la importancia de la planificación para la definición de las medidas de seguimiento y control con anterioridad al proceso de formación del lago.

## **2.1. NEUTRALIZACIÓN QUÍMICA**

La neutralización química consiste en añadir al agua un material con alta capacidad neutralizante, sustancias alcalinas como sosa cáustica, cal, caliza, dolomía, cenizas volantes de centrales térmicas, con el fin de elevar el pH mediante reacciones ácido-base y eliminar los metales disueltos al reducir su solubilidad por precipitación de hidróxidos metálicos. La simple adición de materiales alcalinos proporciona buenos resultados para mejorar la calidad de las aguas (Lewis *et al.*, 2003). La valoración de experiencias a partir de la neutralización de lagos ácidos en Escandinavia y Norteamérica usando cal y sosa cáustica (Olem, 1991; Lu 2004) y a partir de plantas de tratamiento ADM también muestran las ventajas de esta alternativa de remediación, aunque la mayoría de lagos neutralizados han sido acidificados por lluvia ácida.

Sin embargo, los riesgos resultan de la geoquímica de metales diferentes; no todos los metales precipitan en el rango de pH 7-8, que es el normalmente requerido para la vida acuática y usos del lago. Valores más altos de pH pueden provocar la redisolución de metales precipitados a partir del sedimento. Los resultados de los estudios de Loop *et al.*, 2003 indican que la adición de sustancias alcalinas puede fácilmente resultar en muy alto pH (>11) debido a la falta de suficientes sistemas tampón en aguas anteriormente ácidas. Este método no es eficaz cuando la variedad de efluentes es grande y tampoco sirve para eliminar metales traza cuando la neutralización se alcanza después del llenado del lago o para eliminar el problema de las altas concentraciones de sulfatos. Presenta también riesgo de formación de NH<sub>3</sub> por alcalinización excesiva. No obstante, su eficacia aumenta considerablemente al utilizarlo como complemento o refuerzo de otras técnicas.

La neutralización química *in situ* se puede emplear como medida preventiva, durante el llenado, y como medida correctiva, una vez completado el mismo. Tanto en uno como en otro caso, resulta conveniente llevar a cabo la neutralización de las aguas antes de que sean introducidas en el hueco, por ejemplo, en los canales perimetrales, para evitar aportes de mala calidad que empeoren con el tiempo las condiciones ambientales. Es complicado establecer la dosis de material alcalino necesario, debido a que las interacciones entre el agua y el sedimento son difíciles de predecir. Se trata de una metodología costosa y la duración de su eficacia es indeterminada, puesto que es



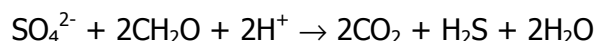
frecuente que el material alcalino termine rodeado en su superficie de sólidos precipitados a partir de los iones disueltos en las aguas, al verse incrementado su pH. Este fenómeno impide la disolución del material y resta permeabilidad al sistema, por lo que debe ser sustituido cada cierto tiempo.

La neutralización química mediante aplicación de caliza y sosa cáustica se ha utilizado en los procesos de llenado de los lagos mineros de As Pontes y Meirama, en España, y también en los lagos procedentes de la minería del lignito en Alemania, para ajustar el pH y hacer precipitar el hierro y el manganeso.

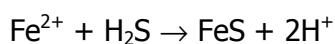
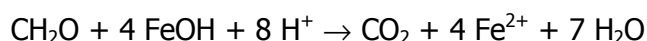
## **2.2. NEUTRALIZACIÓN BASADA EN LA REDUCCIÓN DE SULFATOS**

Este método se basa en la reducción microbiana del ión férrico  $\text{Fe}^{3+}$  sólido y del ión sulfato  $\text{SO}_4^{-2}$ , que consumen acidez, contribuyendo a la neutralización de las aguas ácidas. Este método, además, permite transformar los sulfatos en sulfuros metálicos, insolubles bajo condiciones reductoras, que consumen iones  $\text{H}^+$  del sistema, generalmente a partir del ión bicarbonato, favoreciendo que se incremente el pH. Se han realizado numerosas investigaciones para demostrar la eficacia de estos efectos para neutralizar los lagos de minas (Fyson *et al.*, 1998; Klapper *et al.*, 1998; Castro y Moore, 2000; Glombitza, 2001; Frömmichen *et al.*, 2003, 2004; Lu, 2004; Gilbert *et al.*, 2004; MacCullough *et al.*, 2006), utilizando procesos naturales y mediante la adición de material orgánico dentro del lago (como lodos residuales, piel de patatas, compost de hongos, heno y paja y otras mezclas orgánicas) que estimule la actividad biológica y facilite los procesos de neutralización a través de determinadas bacterias. La acción bacteriana requiere el mantenimiento en la base del lago de un sustrato orgánico que cree las condiciones anóxicas necesarias para que se produzcan los procesos bacterianos de aceptación de electrones (manganeso, nitratos, nitritos, hierro y sulfatos). Las bacterias reductoras de sulfatos (SRB, Sulfate Reducing Bacteria) más conocidas son *Desulfovibrio*, *Desulfotomaculum* y *Desulfonas*. También se han descubierto otras capaces de oxidar gran variedad de compuestos orgánicos.

El proceso de reducción de sulfatos bajo condiciones anaerobias obedece a la siguiente reacción:



donde  $\text{CH}_2\text{O}$  representa la materia orgánica. La reducción de los sulfatos provoca la precipitación de los sulfuros metálicos y la consiguiente reducción de las concentraciones de los metales en el agua. Para el caso del hierro, la reducción de  $\text{Fe}^{3+}$  a  $\text{Fe}^{2+}$  provoca la precipitación de  $\text{FeS}$  por el proceso siguiente:



La estimulación de la reducción bacteriana de sulfatos mediante la adición de un sustrato orgánico es un método efectivo para mantener una buena calidad de las aguas a medio e incluso largo plazo, con bajo coste de operación y de mantenimiento, que en muchos casos permite la valorización de residuos orgánicos. Los sustratos orgánicos que mejores resultados proporcionan son aquéllos formados por mezclas de varios materiales. No obstante, se debe evitar el contacto de los sulfuros producidos con  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_3^-$  o  $\text{Fe}^{3+}$  para evitar la re-oxidación del sedimento reducido y prestar especial atención a que el material orgánico que se introduzca no posea ninguna sustancia dañina para el medio hídrico o que lo haga evolucionar hacia aguas de peor calidad.

### **2.3. MOVILIZACIÓN DE METALES POR EUTROFIZACIÓN ARTIFICIAL**

Las algas pueden absorber metales pesados y elementos traza, actuando como colectores de estas sustancias durante su crecimiento. En los últimos años se han llevado a cabo algunos ensayos de campo y de laboratorio para demostrar el éxito de este tratamiento de remediación (Marlin *et al.*, 2003a; McNee *et al.*, 2003; Poling *et al.*, 2003; Dessouki *et al.*, 2005). No obstante, poco se conoce sobre la estabilidad de la fijación a largo plazo de los metales en los sedimentos del lago. La descomposición microbiológica de la biomasa de las algas puede forzar la reducción del  $\text{SO}_4^{2-}$  y, por lo tanto, la formación de sulfuros de

muy baja solubilidad bajo condiciones reductoras, lo cual es común en los sedimentos de los lagos. Sin embargo, si no se produce una tasa de reducción de  $\text{SO}_4^{2-}$  suficiente, el efecto de la descomposición microbiológica será únicamente la liberación de metales pesados y elementos traza anteriormente acumulados en las algas. Martin *et al.* (2003b) y Martin y Pedersen (2004) han estudiado la importancia de los riesgos de la redisolución de los metales y elementos traza precipitados.

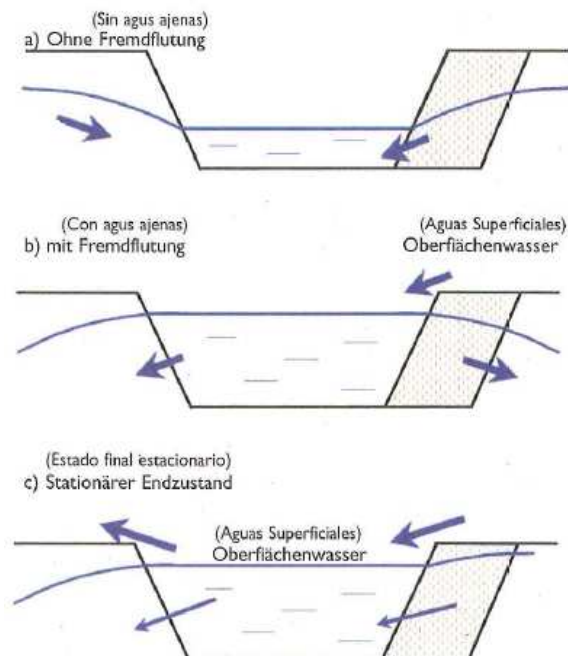
#### **2.4. INTRODUCCIÓN DE AGUAS EXTERNAS**

La introducción de aguas externas, procedentes por ejemplo de un río, puede emplearse para prevenir la acidificación del lago durante su llenado y también para neutralizar lagos llenos (Klapper y Schultze 1995; Lessman 2003; Schultze *et al.*, 2005). La neutralización se produce principalmente por el  $\text{HCO}_3^-$  contenido en el agua dulce, si bien otros procesos también pueden contribuir a ella. La amplitud de estas contribuciones depende de las circunstancias particulares (Schultze *et al.*, 2005). Se han obtenido buenos resultados en Alemania para remediar lagos mineros originados en la minería del lignito (Lessmann *et al.*, 2003b; Schultze *et al.*, 2005), y también en España.

A medida que la lámina de agua tiende a recuperarse, irá poniéndose en contacto con las rocas que constituyen los taludes. Estas rocas durante la operación de la mina se encuentran expuestas a las condiciones de oxidación ambientales, sufriendo sus minerales meteorización y procesos de alteración, fundamentalmente los sulfuros, inestables en las nuevas condiciones. El contacto agua-roca provocará todo un conjunto de reacciones químicas que tienden a aumentar la acidez y las concentraciones de elementos disueltos. Para que la mineralogía de la roca encajante tenga influencia notoria en la química de las aguas, es necesario que el tiempo de residencia, o de contacto entre las aguas y la roca, sea elevado de forma que se puedan completar los procesos que provocan el intercambio de metales y el resto de reacciones químicas. Este contacto suele ser la principal fuente de acidez, incluso después de que el lago se llene (Miller *et al.*, 1996).

La introducción de aguas externas durante el proceso de llenado permite limitar la entrada de oxígeno en el medio. La velocidad de difusión del oxígeno en el agua es cuatro

órdenes de magnitud más baja que en el aire, por lo que al cubrir de forma rápida los materiales rocosos que constituyen las paredes del lago con el agua, se reduce la cantidad de oxígeno a la que estarían expuestos y, consiguientemente, la posibilidad de que se generen procesos de oxidación, principalmente de sulfuros. Cuanto mayor sea la velocidad a la que se introduce el agua, menor será esta posibilidad. El proceso de llenado mediante aguas externas (Figura 26) modifica el gradiente entre el agua subterránea y el lago, provoca la contención de las aguas ácidas de las escombreras interiores, produce dilución y neutralización parcial y mejora la estabilidad general de los



**Figura 26.** Proceso de llenado con aguas externas (Rolland, 2004).

taludes.

El proceso de llenado o la neutralización posterior mediante aguas externas se ve limitado por la normalmente baja alcalinidad de las aguas disponibles en comparación a la gran acidez que se puede producir en los lagos mineros finales, por la disponibilidad limitada de recursos hídricos regionales y por el potencial riesgo de desarrollo eutrófico debido bien a aguas de llenado ricas en nutrientes, o bien a procesos de redisolución de los sedimentos. No obstante, en la actualidad, el proceso de llenado mediante aguas superficiales se considera el método más eficaz para la mejora de la calidad del agua.

Para el proceso de llenado deberán aprovecharse todos los recursos disponibles, respetando estrictamente los caudales mínimos ecológicos. Junto al proceso de llenado es necesario adoptar, adicionalmente, otras medidas tecnológicas para garantizar las condiciones de las escorrentías en cada caso.

En la Tabla 18 se detallan diferentes ejemplos de aplicación de esta técnica en el llenado de lagos mineros con buenos resultados:

| LLENADO CON AGUA                           | LAGO MINERO                                   |
|--|---|
| Natural                                    | Yerington (USA)<br>Aurora<br>Meirama (España) |
| Acelerado, con utilización de aguas ajenas | Sleeper<br>Pinson<br>As Pontes (España)       |

**Tabla 18.** Lagos mineros llenados con aguas por diferentes procesos.

## 2.5. RELLENO CON RESIDUOS

Otra posibilidad es la de utilizar los lagos mineros como contenedores para depositar residuos de diferentes procedencias. Esta alternativa de rellenar los lagos mineros con residuos (backfilling) fue propuesta por Klapper y Geller (2001), apoyándose en las propiedades limnológicas de los mismos. El método consiste en acumular los residuos en el fondo, en condiciones anóxicas, quedando así exentos de procesos de oxidación de metales. Los residuos se pueden colocar por debajo de la lámina de agua, pudiendo disponer en este caso un relleno limpio por encima, o colocar el relleno limpio en la parte inferior del lago, y los residuos y el agua por encima.

Este método es caro y precisa grandes cantidades de material de relleno que, además, cumpla unos mínimos requisitos de calidad para evitar una posible contaminación del agua subterránea. No conlleva riesgos para la vida salvaje, mitiga los impactos visuales y no requiere de grandes periodos de monitorización. A largo plazo, los riesgos son minimizados y todos los peligros potenciales son mitigados. A corto plazo, el riesgo radica en la exposición de los sedimentos.

En la Tabla 19 se detallan diferentes ejemplos realizados en EE.UU y Canadá donde se ha aplicado esta técnica hasta la fecha con buenos resultados (Brassard *et al.*, 1994; Jonas 2002; Poling *et al.*, 2003).

| RELLENO CON RESIDUOS                 | LAGO MINERO  |
|--------------------------------------|--|
| Secuencial (rehabilitación primaria) | Borealis<br>Liberty<br>Summer Camp Pit (USA)                                       |
| Post-mining (remediación)            | Hollister<br>North Hanson<br>Crown Pillar (mina Mattabi)<br>Island Copper (Canadá) |

**Tabla 19.** Lagos mineros con relleno de residuos (*Backfilling*).

## 2.6. CREACIÓN DE MEROMIXIS ARTIFICIAL

Este método consiste en la creación de una estratificación permanente de las aguas del lago, de forma que en la capa más baja de agua (monimolimnion), excluida de la circulación periódica estacional, se acumulen los sedimentos y sustancias nocivas procedentes de las capas superiores. La planificación para la creación de una meromixis artificial puede ser complicada, debido a que los mecanismos por los que se produce no son completamente conocidos (Boehrer y Schultze, 2006). La influencia de la morfometría del lago en la meromixis es evidente, aunque pobremente conocida y cuantificada. La forma de la cuenca del lago puede favorecer la protección de un monimolimnion de la erosión producida por corrientes y turbulencias dentro del lago. Por ejemplo, mediante canales sumergidos del río se puede facilitar la renovación del agua profunda sin perturbar la estratificación por densidad del cuerpo principal del lago. También se puede introducir agua salada para llenar inicialmente el hueco minero y posteriormente usar agua dulce para formar una capa de menor densidad en la parte superior del agua salada, como en el lago minero de Island Copper, en Canadá. La creación de la meromixis por este último mecanismo está limitada a la disposición de grandes cantidades de agua salada en las proximidades. Es complicado mantener permanentemente la estratificación y, además, existe la posibilidad de que se generen fenómenos de intrusión salina en los sistemas de agua subterránea.

Entre abril de 2000 y abril de 2004, se estudiaron dos lagos en la mina de oro Kennecott Ridgeway en Carolina del Sur (USA). Durante la monitorización de los parámetros físicos, químicos y biológicos en ambos lagos, se observó el desarrollo de un persistente estado meromítico en uno de ellos. Las diferencias entre los lagos y los sucesos estocásticos que tuvieron lugar sólo en uno de ellos durante el estudio, ayudó a dilucidar la importancia de la biología en el desarrollo y mantenimiento de la meromixis. La actividad fotosintética resultante de la alta actividad fitoplactónica ( $784 \text{ mgC/m}^2/\text{d}$ ) indujo la formación de precipitados en las aguas superiores (manganeso, hierro y calcio). La biomasa asociada al plancton estimuló la bacteria *Benthic*, redujo el redox en el fondo del lago y permitió la resolubilización de los precipitados de las aguas superiores. Estos sucesos secundarios dieron lugar a una diferencia de densidad suficientemente grande entre las aguas superiores y las más profundas para superar la fuerza desestabilizadora del viento y establecer una meromixis en el invierno del 2000-2001. Las características físicas de este particular lago, su morfometría, la influencia de las aguas subterráneas y la influencia del agua superficial, ayudaron a contrarrestar la fuerza del viento y a mantener la meromixis.

### **3. LAGOS MINEROS EN EL MUNDO**

En la mayor parte de países, las empresas mineras están obligadas a desarrollar planes de cierre para mitigar los impactos sociales y ambientales de su actividad. Muchos de los planes de cierre de las explotaciones a cielo abierto, especialmente las de grandes dimensiones, incluyen la construcción de un lago artificial por llenado del hueco. La formación de paisajes lacustres postmineros se ha extendido a lo largo del mundo como resultado de la minería del carbón, de metales preciosos y de otros metales como hierro, aluminio, uranio...etc. En Europa, el ejemplo más claro lo constituye Alemania, donde los lagos resultantes de la minería a cielo abierto del lignito representan una considerable porción del número total de lagos del país (Geller *et al.*, 2000; Nixdorf *et al.*, 2001). Más de 500 lagos procedentes de la minería del lignito se han registrado en Alemania (Nixdorf *et al.*, 2001), estando algunos de ellos entre los lagos más grandes y profundos del país. En los últimos años, se han creado 120 nuevos lagos (Krüger *et al.*, 2002). También en otros países, como por ejemplo la República Checa, Polonia, Australia, Francia, Reino Unido, Bulgaria y España se han formado lagos en huecos de minas de lignito o carbón que han cesado su actividad (Stottmeister *et al.*, 2002; Denimal *et al.*, 2005; Doupe y Lymery, 2005; Younger, 2005; Schultze, 2006); en España, Suecia y Polonia en minas metálicas.

En Estados Unidos el marco regulador, aplicable a los cuerpos de agua que resultan de los huecos de mina y situados por debajo del nivel de la capa freática, establece que no se puede constituir un embalse con potencial para degradar las aguas subterráneas del Estado o con potencial para afectar adversamente la salud de las personas, a los ecosistemas terrestres o a la vida salvaje.

A partir de las minas de metales se ha ido adquiriendo un creciente conocimiento sobre la afección ambiental conectada con los lagos mineros (por ejemplo, Davis y Ashenberg, 1989; Miller *et al.*, 1996; Eary, 1999; Castro y Moore, 2000; Parshley y Howell, 2003; Breckenridge *et al.*, 2005). El principal problema de la mayoría de los lagos de la minería metálica y de lignito es la grave acidificación debida a la oxidación de la piritita en las escombreras. El drenaje ácido de mina (AMD) es un problema común en los distritos



mineros de todo el mundo (Alpers y Blowes, 1994; Geller *et al.*, 1998). Sin embargo, un diseño adecuado del hueco final, junto con la aplicación de las técnicas de gestión indicadas y una correcta planificación del proceso contribuyen a eliminar o minimizar todos estos riesgos.

La inundación del hueco final de explotación como alternativa de restauración no sólo se utiliza en la minería metálica o del carbón. En graveras, canteras de áridos y rocas ornamentales se forman lagos mineros sin problemas de acidificación y con muy buenos resultados.

A continuación se presentan diferentes lagos creados en la cuenca lignitífera de la Lusacia, en la antigua Alemania del Este, como muestra de la potencialidad de usos que ofrece esta opción de rehabilitación de los espacios mineros. También se exponen las experiencias adquiridas en Suecia a través del estudio de dos lagos abandonados originados tras el cierre de dos minas de sulfuros.

### **3.1. LOS LAGOS MINEROS DE LA CUENCA LIGNITÍFERA DE LA LUSACIA**

La cuenca lignitífera de la Lusacia se sitúa al este de Alemania, entre los estados federados de Brandeburgo y Sajonia, aproximadamente a 100 km al sur de Berlín. En la década de los ochenta del pasado siglo, esta región era una de las mayores productoras de lignito del mundo y la gran productora de carbón de Alemania del Este, con una producción en 1980 de 195,1 millones de toneladas y una plantilla de 79.000 trabajadores. La reunificación alemana provocó en 1991 el cierre de la mayoría de la actividad minera a cielo abierto de la zona, permaneciendo en operación solamente cinco de las cincuenta minas existentes (mina Cottbus Norte, Welzow, Jenschwalde, Reichwalde y Nochten), reduciéndose la producción en 1998 a 50,5 millones de toneladas y la plantilla a 9.500 trabajadores. La evolución de la producción y plantilla en la década de los noventa del pasado siglo en las cuencas lignitíferas de Alemania se recogen en la Tabla 20.

|                                | Producción<br>(10 <sup>6</sup> t) |              | Plantilla<br>(10 <sup>3</sup> ) |             |
|--------------------------------|-----------------------------------|--------------|---------------------------------|-------------|
|                                | 1989                              | 1998         | 1989                            | 1998        |
| <b>Cuenca de la Lusacia</b>    | 195,1                             | 50,5         | 79,0                            | 9,5         |
| <b>Cuenca Alemania Central</b> | 105,7                             | 13,6         | 59,8                            | 4,0         |
| <b>Cuenca del Rhin</b>         | 104,2                             | 92,4         | 15,6                            | 11,7        |
| <b>Cuenca de Helmstedt</b>     | 4,4                               | 4,3          | 1,7                             | 0,9         |
| <b>Cuenca de Hesse</b>         | 1,2                               | 0,2          | 0,6                             | 0,08        |
| <b>TOTAL</b>                   | <b>410,7</b>                      | <b>166,0</b> | <b>157,7</b>                    | <b>26,2</b> |

**Tabla 20.** Evolución de la producción y plantilla en las cuencas ligníferas de Alemania.

La minería intensiva a cielo abierto en la Lusacia, cuyo esquema de operación se recoge en las Figuras 27 y 28, dejó un paisaje lunar de cráteres y grandes agujeros y creó un cono de depresión de agua subterránea de 2.100 km<sup>2</sup>. En 1992 el déficit hídrico regional era de 13 billones de metros cúbicos, de ellos 8,5 de agua subterránea y 4,5 de lagos finales. La superficie alterada por la minería abarca 760 km<sup>2</sup>, correspondiendo 550 km<sup>2</sup> a escombreras y 210 km<sup>2</sup> a huecos finales de explotación. Este paisaje post-minero ha supuesto una disminución del 20% de las superficies agrícolas, del 60% de superficies forestales y un incremento en más de 10 veces, hasta los 210 km<sup>2</sup>, de las superficies hídricas debido al desarrollo de lagos en los huecos finales mineros. Las cuencas hidrográficas fluviales afectadas han sido tres: río Spree, río Schwarze Elster y río Neiße.



**Figura 27.** Esquema de explotación de las minas de la Lusacia (Alemania) (Höhna, 2004).



**Figura 28.** Explotación de la mina de Cottbus Norte en la Lusacia (Alemania).

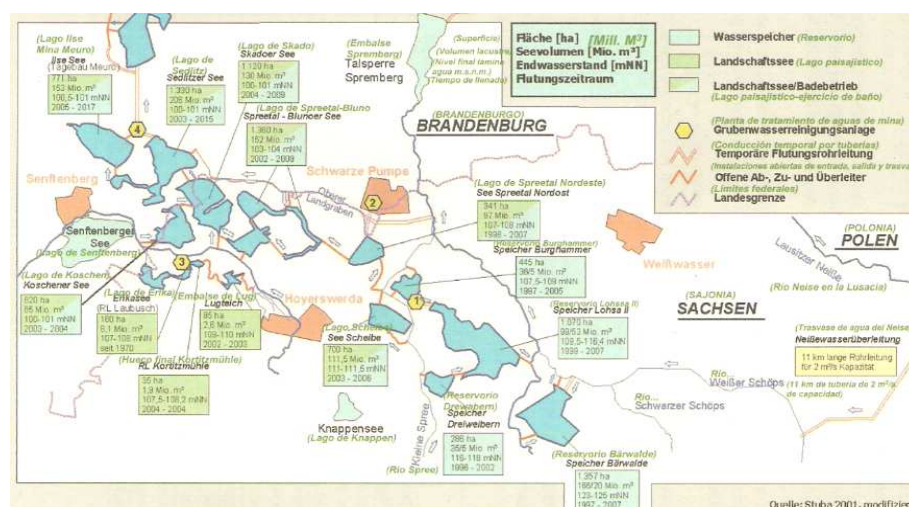
En la Conferencia de Ministros del Medio Ambiente de 1994, se aprobó un marco general para el saneamiento de las cuencas hidrográficas fluviales afectadas por la minería del lignito en la Lusacia y Alemania Central, cuya finalidad ha sido instaurar, a largo plazo, un ciclo hidrológico equilibrado y, en gran parte, autoregulable, teniendo en cuenta los

condicionantes ecológicos y los aprovechamientos hídricos necesarios. Ello ha supuesto la paralización paulatina de la explotación de recursos estáticos de agua subterránea, el relleno de las zonas drenadas, la conexión al río de alimentación y el garantizar unos caudales mínimos de escorrentía y unas exigencias de calidad de las aguas para su protección y aprovechamiento. Con este fin, la gestión del agua se centralizó en la compañía estatal propietaria de las minas y las medidas para la extracción del agua subterránea de cada una de ellas se combinaron con una red de gestión del agua regional. Para tomar decisiones fue necesario modelizar el flujo de aguas subterráneas y se definieron los parámetros de porosidad y conductividad hidráulica para un área que cubría por entero el distrito de la Lusacia. Se realizaron también submodelos locales redefinidos con mallas de 500 x 500 m y 125 x 125 m, usando el código de simulación de volúmenes finitos GEOFIKM (Both *et al.*, 1990).

Para planificar y dirigir la recuperación del déficit hídrico se constituyó la agencia minera de administración Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft (LMBV). Se estimó que reponer el déficit hídrico por recarga natural del agua subterránea sería tan lento, que se tardaría un siglo en restablecer un flujo natural constante. Además, en la mayoría de los lugares los niveles de agua subterránea anteriores a la minería no podían constituir el objetivo de recuperación, ya que el desarrollo urbano producido durante el periodo de las explotaciones mineras ha supuesto unas mayores necesidades de agua subterránea. Por ello, como solución, se buscó un sistema hidrológico aproximadamente autorregulable y casi natural mediante la adición de un volumen total de  $2,2 \times 10^3 \text{ hm}^3$  destinado al llenado de cuarenta lagos independientes. Las cuestiones claves de todo este proceso han sido la distribución del agua superficial y la interconexión de los lagos. Adicionalmente, aparecieron impactos potenciales debidos a cambios hidrológicos en la calidad de las aguas, como consecuencia de drenajes ácidos y de la interconexión entre los distintos lagos del área, y a problemas de estabilidad de los taludes durante el llenado (Werner *et al.*, 2001).

El principal problema apareció en el contacto con el lignito Terciario (Mioceno) por el contenido en piritita y en marcasita, que producen los materiales ácidos que están presentes en las escombreras. Los lixiviados generados a partir de los estériles almacenados transportan  $\text{Fe}^{2+}$  (hierro ferroso) y aluminio a las aguas superficiales, donde

en la oxidación y precipitación dan lugar a los efectos familiares de las aguas ácidas de mina. En los huecos inundados con agua superficial, la acidez se neutraliza importando alcalinidad y evitando la entrada de agua subterránea en los lagos en formación. Hay que indicar que ésta es una medida sostenible, que depende fuertemente del marco hidrológico local, de la interacción de las aguas superficiales con el agua subterránea y de la estrategia de gestión del agua. El marco hidrogeológico local está controlado por un número de factores, entre los cuales el sistema de flujo regional y las propiedades geoquímicas de los materiales son los más importantes. El objetivo de todo el proceso fue proveer de un instrumento para la gestión del agua que tuviera en cuenta el flujo regional de agua superficial y de agua subterránea, así como las reacciones hidroquímicas, y que pudiera ser utilizado en el proceso de toma de decisiones durante la recuperación. En esta zona de la Lusacia la cantidad de aguas superficiales es limitada y de ahí que su uso para llenar minas potencialmente creó un conflicto con otros usos del agua superficial en esta área. Por eso, la cantidad de agua superficial utilizada para el llenado de minas se ha tenido que justificar bien. Con esta finalidad, todas las fuentes ácidas fueron agregadas para conocer el efecto total en el lago. En primer lugar, se determinó la disponibilidad hídrica mediante un modelo de flujo subterráneo; posteriormente, se determinó la calidad del agua de los flujos superficiales y subterráneos; finalmente, se cuantificaron los flujos de masa más alejados dentro de los lagos debido a los lixiviados de los sedimentos de las orillas y a la producción biológica. En la Figura 29 se detallan los conceptos de llenado y aprovechamiento de los lagos mineros de la Lusacia (Alemania).



**Figura 29.** Conceptos de llenado y aprovechamiento en la cuenca de la Lusacia (Alemania), modificado de Stuba, 2001 (Höhna, 2004).

Con el fin de alcanzar la rehabilitación en un periodo de décadas y minimizar problemas en la calidad de las aguas y en la mecánica de los suelos, se decidió utilizar las aguas de los ríos Spree, Schwarze Elster y Neiße para eliminar el cono de depresión y rellenar los huecos mineros. La mayoría de las construcciones y obras necesarias para el llenado y acondicionamiento de la ribera de los lagos se han completado en los últimos diez años. El llenado ha terminado ya en un elevado número de lagos y la lámina de agua ha alcanzado el nivel final. Otros no terminarán de llenarse hasta 2015. En la Tabla 21 se concreta el desarrollo del proceso de llenado (Höhner, 2004).

| LAGO                       | SUPERFICIE (hectáreas) | VOLUMEN (hm <sup>3</sup> ) | PERIODO DE LLENADO |
|----------------------------|------------------------|----------------------------|--------------------|
| <b>Gränbendorfer See</b>   | 425                    | 93                         | 1996-2004          |
| <b>Schönfelder See</b>     | 138                    | 11                         | 1997-2002          |
| <b>Greifenhainer See</b>   | 1.016                  | 330                        | 1998-2018          |
| <b>Drehnaer See</b>        | 218                    | 15                         | 1099-2006          |
| <b>Bischdorfer See</b>     | 243                    | 18,7                       | 2000-2005          |
| <b>Klinger See</b>         | 320                    | 100                        | 2000-2021          |
| <b>Bergheider See</b>      | 332                    | 40,5                       | 2001-2007          |
| <b>Schlabendorfer See</b>  | 615                    | 48                         | 2003-2007          |
| <b>Lichtenauer See</b>     | 247                    | 25                         | 2004-2008          |
| <b>Sedlitzer See</b>       | 1.330                  | 206                        | 2004-2015          |
| <b>Geierswalder See</b>    | 620                    | 92                         | 2003-2004          |
| <b>Partwitzer See</b>      | 1.120                  | 130                        | 2003-2009          |
| <b>Kahnsdorfer See</b>     | 70                     | 2,1                        | 2005-2006          |
| <b>Iise See</b>            | 771                    | 153                        | 2006-2018          |
| <b>Heidensee</b>           | 82                     | 4                          | 2007-2008          |
| <b>Kleinleipischer See</b> | 55                     | 7,1                        | 2010-2012          |

**Tabla 21.** Desarrollo del proceso de llenado en los lagos mineros de la Lusacia (Höhner, 2004).

### **3.1.1. EL LAGO SENFTENBERGER**

Además del gran número de lagos post-mineros que están en proceso de llenado, en la Lusacia también hay un número más pequeño de lagos que fueron creados en el pasado. Uno de ellos es el lago Senftenberger, el cual se llenó hace treinta años, entre 1967 y 1973, sobre el hueco residual de la explotación a cielo abierto de Niemtsh, usando agua del río Schwarze Elster. Este lago, hasta finales del siglo pasado, fue el mayor lago

artificial de Europa. El uso fundamental al que se ha destinado la cuenca de almacenamiento es la protección contra las crecidas y regulación del caudal mínimo del río Schwarze Elster y el suministro de agua para la industria y actividades privadas. Además, se le ha dado otros usos adicionales, como lugar de reposo y turístico, conservación de la naturaleza y lugar de pesca interior.

Las obras hidráulicas necesarias para la construcción de la cuenca de almacenamiento se realizaron entre 1968 y 1974. El lago está conectado al Schwarze Elster a través de una presa con 13 metros de escala de subida de peces, que es utilizada como estanque de retención para regular el llenado con agua del río, y una galería de recogida de 500 metros de longitud, tres metros de diámetro y caudal máximo de 20 m<sup>3</sup>/s, que conduce a las plantas de entrada de Niemtsch y Mochen. El desagüe del lago se realiza a través de un canal de 1,5 km de longitud que descarga en una presa con escala de peces de 9 metros, donde se regula el nivel del agua almacenada y la cantidad vertida al Schwarze Elster. Además, un dique de 8 metros de altura protege contra las subidas del nivel del agua.

La capacidad total de almacenamiento de agua es de 100 hm<sup>3</sup> y la altura máxima de embalsado está 99,25 metros por encima del nivel del mar. La altura de servicio normalmente se mantiene entre 98,00 y 99,00 metros sobre el nivel del mar y el volumen total en 74 hm<sup>3</sup>.

Una isla separa la parte norte de la parte sur del lago, con un volumen respectivamente de 60 millones de metros cúbicos y 14 millones de metros cúbicos en volumen. La isla se construyó con material estéril que fue vertido usando apiladoras, técnica que dio lugar a una cantidad de mezcla limpia de sedimentos estériles. Aunque se cree que la mezcla es efectiva en una gran escala (Berger, 2000), poco se sabe de los efectos de la distribución del material en el incremento de la acidez (Gerke *et al.*, 1998).

La calidad del agua difiere significativamente entre las dos partes del lago. La parte norte es neutra (pH 7) con una alcalinidad de aproximadamente 0,4 mmol/l y una concentración de sulfato de 2,3 mmol/l. La parte sur es ácida (pH 3,5) con una acidez de 0,5 mmol/l y una concentración de sulfato de 2,9 mmol/l.

De los 18 kilómetros de orillas, 7 kilómetros son de playas designadas para baños. Cuenta, además, con dos embarcaderos “Molino de Niemtsch” y “Grosskochen”, con instalaciones hidráulicas deportivas, con áreas de recreo y con una zona administrativa. Está conectado con el lago Geierswalder a través de un canal navegable de 47,5 m de anchura y 4,5 m de alto. Las principales características del lago Senftenberger se resumen en la Tabla 22 y se pueden apreciar en la Figura 31. En la Figura 30 se presenta la visión aérea del sistema hidrológico de los lagos mineros de la Lusacia.

| <b>LAGO SENFTENBERGER</b>  |  |
|----------------------------|--|
| Zona de aportación         | 792 km <sup>2</sup>                      |
| Superficie lacustre        | 1250 ha                                  |
| Complejo insular           | 300 ha                                   |
| Perímetro del lago         | 18 km                                    |
| Profundidad máxima         | 28 m                                     |
| Volumen de agua            | 74 hm <sup>3</sup>                       |
| Profundidad de visibilidad | hasta 5 m                                |
| Peces                      | Lucioperca, lucio, perca, anguila, carpa |
| Playas de baños            | 7 km                                     |
| Embarcaciones              | Barcos de excursión                      |

**Tabla 22.** Características del lago Senftenberger.



**Figura 30.** Foto aérea del sistema hidrológico de los lagos mineros de la Lusacia.





Figura 31. Detalle del lago Senftenberger.

### 3.1.2. EL LAGO BÄRWALDER

La mina a cielo abierto de lignito "Bärwalder" se explotó entre los años 1976 y 1992, con un total de carbón extraído de 185 millones de toneladas que alimentaron a la central térmica de lignito Glückauf, al ciclo combinado "Schwarze Pump" y a la central de "Boxberg". En sus 16 años de vida, se movieron 683 millones de toneladas de estériles y se afectó una superficie de 1.952 hectáreas. Tras el cierre, la explotación se convirtió en depósito de agua y zona de recreo, el "Parque Regional de Bärwalder" (Der Bärwalder see). Las principales características del depósito de agua se resumen en la Tabla 23.

| LAGO BÄRWALDER      |                    |
|---------------------|--------------------|
| Período de llenado  | 1997-2007          |
| Superficie lacustre | 1.299 ha           |
| Profundidad máxima  | 58 m               |
| Volumen de agua     | 174 m <sup>3</sup> |
| Nivel final de agua | 125 m.n.m.         |

Tabla 23. Características del lago Bärwalder.

El periodo de llenado del lago "Bärwalder" se extendió desde 1997 hasta 2007. El lago (Figura 32) tiene una superficie de 1.299 hectáreas, siendo el más grande de la región sajona de Lautsitzer. Su profundidad máxima es de 58 metros, con un volumen máximo de almacenamiento de 174 millones de metros cúbicos para un nivel final del agua de 125 metros sobre el nivel del mar. Alrededor del lago se han construido 24 kilómetros de caminos para practicar skate, ciclismo y senderismo. También se han construido granjas de animales, playas e instalaciones deportivas. Pero, aparte de su oferta turística, el lago proporciona una función como depósito de regulación de agua que, en combinación con el sistema de almacenamiento Lösha II, garantiza la disponibilidad suficiente de agua a la reserva de la biosfera de Sprewald y a la ciudad de Berlín.

**Der Bärwalder See**  
Ein Großtagebau wird Wasserspeicher und Erholungsgebiet

**LMBV**  
Lautsitzer und Mitteldeutsche  
Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH

**Tagebau Bärwalde**

**Projekte, Ideen und Visionen**

**Bärwalder See**

**Aufschluss:** 1973

**Förderzeitraum:** 1976 – 1992

**Kohleförderung:** 185 Mio t

**Versorgte Fabriken:**

- Braunkohlewerk Glückauf
- Braunkohlewendehöfungsanlage Schwarze Pumpe
- Kraftwerk Boxberg

**Abraumbewegung:** 683 Mio m<sup>3</sup>

**Landinanspruchnahme:** 1.952 ha

**Ortsinanspruchnahmen:**

- Merzdorf (1979 mit 182 EW)
- Schönewald (1981 mit 55 EW)
- Kitzinger Ortsteil Jatzsch (1987/88 mit 28 EW)

**Bereits schon jetzt stehen spannende Angebote zur Verfügung:**

- 24 km langer Seerundweg zum Skaten, Radfahren und Wandern mit Anschluss zum Spreidalferriswägenweg
- Wildtierfarm mit Safaris-Jeepfahrten, Streichelgehege, Tierbeobachtung
- Licht-Klang-Festival transNATURALE
- Offroad-Gelände

**In Planung oder im Bau befinden sich:**

- Landschaftskunstprojekt "Ohr"
- Pontonbrücke über den See
- Seilbahn vom Uhlyster Schloss zum Kraftwerk Boxberg

**Das Ohr Europas – eine touristische Attraktion**

Das größte begehbare Ohr ist 350 Meter lang und 18 Meter hoch. Die Ohrmuschel bildet durch ihre Anhothen einen natürlichen Geräusch-Schutz. Gleichzeitig bieten diese Erhebungen den Gästen und Urlaubern ein Wechselspiel der Anschauungsperspektiven. In der Mitte des Ohrs entsteht ein Amphitheater mit 270 Sitzplätzen in dem Konzerte, Vorstellungen und Filmvorführungen stattfinden werden.

**Finanzierungszeitraum:** 1997 – 2007

**Endwasserfläche:** 1.299 ha

**Maximale Wassertiefe:** 58 m

**Seevolumen:** 174 Mio m<sup>3</sup>

**Endwasserstand:** 125 m NN

Mit knapp 13 km<sup>2</sup> ist der Bärwalder-See der größte sächsische See des Lautsitzer Seengebietes.

Der Bärwalder-See verfügt neben dem touristischen Angebot über die Funktion als eigenständiger Wasserspeicher.

Mit seinen gestauten 25 Mio. m<sup>3</sup> kann er im Verbund mit dem Speichersystem Lösha II dafür sorgen, dass das Bspäherreservoir Sprewald und die Hauptstadt Berlin immer über ausreichend Wasser verfügt.

Figura 32. Detalles del lago Bärwalder.

### 3.1.3. EL LAGO BERZDORFER

La explotación minera a cielo abierto de Berzdorfer se inició en el año 1919. Durante sus 78 años de actividad se extrajeron 318 millones de toneladas de carbón, se drenaron 356 millones de metros cúbicos de agua y se generaron 673 millones de metros cúbicos de estériles, afectando una superficie de 2.000 hectáreas. En marzo de 1991 comienza el desmantelamiento de la instalación y maquinaria a causa del descenso de la producción del carbón, finalizando la extracción el 28 de diciembre de 1997 con la parada de la

central térmica de Hagenwerder, a la que alimentaba. Entre 1991 y 2004, la necesidad de asegurar geotécnicamente los taludes llevó a ejecutar un relleno de un total de 100 millones de metros cúbicos de masa térrea en el hueco, dos veces el volumen de coronación de la zona. La restauración de la superficie afectada se ha orientado a convertir la zona en un área turística y de vacaciones en la región europea del Neisse, próxima a la frontera entre Alemania, Polonia y la República Checa. El concepto del proyecto turístico "Berdorfer See" ha sido desarrollado y en él han participado, en estrecha colaboración, la LMBV, la ciudad de Görlitz y las comunidades fronterizas de Schöemberzdorf y Markesdorf. Ha supuesto la creación de un lago artificial en el antiguo hueco minero, cuyo llenado comenzó el 1 de noviembre de 2002 por entrada controlada de agua del río Pliessnitz, que se complementó a partir del 18 de febrero de 2004 con la entrada controlada de agua del río Neisse. El desagüe del lago se realiza a través de un canal que conecta con el río Neisse. El proyecto, además, contempla una playa, instalaciones para la práctica de deportes náuticos (natación, windsurf, vela, buceo), instalaciones para ocio, cultura y deporte (campo de golf, toboganes de invierno y verano, circuitos para recorrer a pie, en bicicleta y a caballo), alojamientos y servicios. En la Figura 33 se ilustra un boceto del lago Berzdorfer.



**Figura 33.** Características del lago Berzdorfer.

### **3.2. LAGOS MINEROS EN SUECIA**

En Suecia la actividad minera tiene una tradición de más de 1000 años. Durante mucho tiempo el acero, el cobre y la plata suecos han sido los principales proveedores a Europa (Gustaffsson *et al.*, 1999). Así, en 2002 Suecia aportó alrededor del 92% de la producción total de hierro de la Unión, el 62% de la producción de plata, el 44% de la producción de cobre, el 43% de la de plomo, el 33% de la de oro y el 23% de la de zinc (SveMin, 2003). Hoy en día Suecia sigue siendo líder en la producción de metales dentro de la Unión Europea y la actividad minera sigue teniendo importancia y continúa con la realización de exploraciones de interés, las cuales abren nuevas posibilidades para operaciones mineras (MiMi, 2001). Cada año se invierten en Suecia alrededor de 35 millones de dólares americanos en prospecciones (Weiher, 1999) y, probablemente, el resultado de alguna de estas actividades será la apertura de nuevas minas.

La mayoría de los depósitos minerales están situados en áreas habitadas reducidas, con una naturaleza delicada de alto valor ecológico y recreativo. En la actualidad existen más de una veintena de lagos mineros en Suecia, concentrados la mayoría de ellos en la zona norte, y una importante cantidad de depósitos de residuos mineros, procedentes de la minería a cielo abierto de metales sulfúricos. Esta minería ha generado más de 250 millones de toneladas de residuos rocosos y 400 millones de toneladas de lodos (Naturvårdsverket, 1998; MiMi, 2001).

La necesidad de disponer de forma segura los residuos mineros durante largos periodos de tiempo y encontrar métodos apropiados con los que asegurar la provisión de metales y, a la par, la remediación eficiente de los residuos y la predicción fiable del funcionamiento a largo plazo de los depósitos fue el origen del programa MiMi (Mitigation of the Environmental Impact from Minino Waste). Este programa, creado por la Fundación Sueca para la Investigación Estratégica Ambiental (MISTRA), fue coordinado conjuntamente por la compañía minera Boliden y la LKAB. El programa comenzó en 1998 y terminó el 31 de diciembre de 2003. Dentro del mismo, se investigaron dos lagos mineros abandonados (Lu, 2002; Lu, 2004), el Rävliidmyran y el Udden, situados al norte, y se aplicaron dos tratamientos de remediación, la neutralización química y la introducción de lodos de depuración de aguas residuales, respectivamente, en el lago Rävliidmyran (Lu,

2004). El objetivo de los estudios, de los pocos realizados sobre estos cuerpos especiales de agua en Suecia, fue entender la geoquímica de los lagos y los factores que influyen en la calidad química de los mismos. Los resultados de los estudios han puesto de manifiesto que estos dos lagos tienen algunas características en común: tienen bajo pH, son oligotróficos y presentan alto contenido en metales y sulfatos. Sin embargo, han desarrollado diferentes limnologías y geoquímicas.

En ninguno de estos dos lagos se ha introducido agua superficial. Las fuentes más probables de agua al lago son la precipitación directa, la escorrentía superficial, la nieve fundida y el agua subterránea. Las pérdidas de agua tienen lugar por evaporación, flujos de salida subterráneos y flujos de salida fluviales; éstos sólo se producen en el lago de Udden.

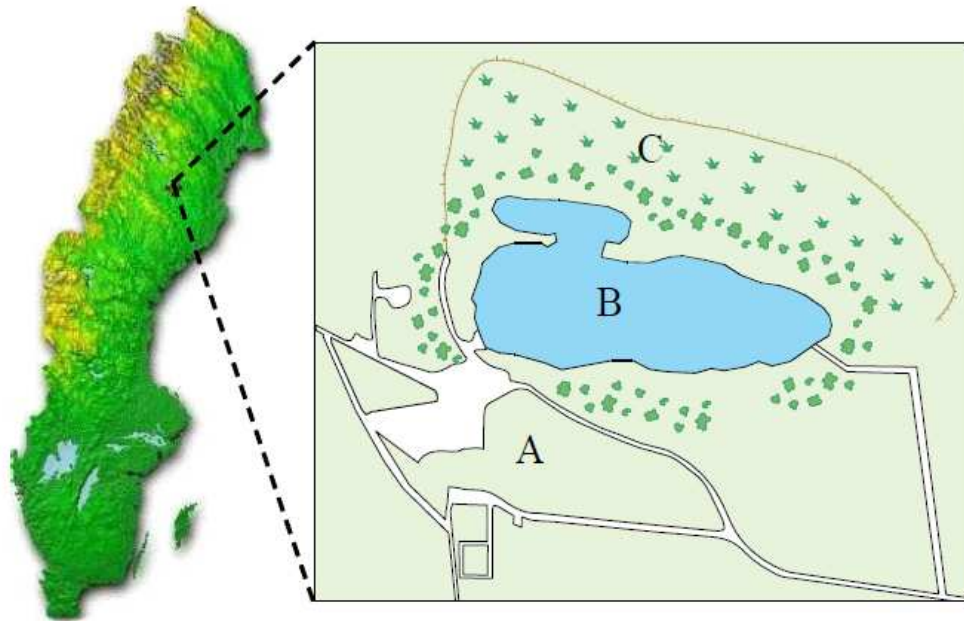
A continuación se hace una breve descripción de las principales características de estos lagos y las principales conclusiones derivadas de los estudios realizados.

### **3.2.1. EL LAGO MINERO DE RÄVLIDMYRAN**

El lago minero de Rävliidmyran se localiza, aproximadamente, a 180 km al suroeste de Lulea, en el distrito minero Skellefte, en el norte de Suecia. La mina Kristineberg está situada 5 km al este y la mina Rävliiden se sitúa 3 km al sur. El mineral de Rävliidmyran es del tipo de sustitución, producido en un ambiente calizo y es una pirita enriquecida con 4,12% de Zn, 0,98% de Cu, 0,67% de Pb y 23,4% de S. También contiene alrededor de 0,6 g/t de Au y 48 g/t de Ag (Boliden, 1975). Las actividades mineras en el área de Rävliidmyran se iniciaron en 1953 y el mineral fue extraído mediante minería a cielo abierto y minería de interior. En 1974, la minería en el hueco Sture cesó y el hueco se llenó con agua (Boliden, 1975). Actualmente, el lago formado en el antiguo hueco de explotación ocupa una superficie de 49.191 m<sup>2</sup> y contiene un volumen de 526.904 m<sup>3</sup>. La profundidad máxima del lago es 28,9 m y la profundidad media es de 10,7 m. La profundidad relativa del lago es 12%.

En la Figura 34 se señala la localización de la mina Rävliidmyran en el mapa. El área minera comprende tres partes: Un área industrial con pequeños huecos rellenos con

residuos, el hueco de explotación, a partir del cual se ha formado el actual lago minero Rävliomyran, y la escombrera revegetada con hierba y plantaciones (Boliden, 1975).



**Figura 34.** Mapa de la localización de la mina Rävliomyran (Lu, 2002).

El lago Rävliomyran es un lago oligotrófico y meromíctico. El agua está pobremente mezclada y una estratificación permanente se ha desarrollado en el cuerpo de agua, debido a la infiltración de agua salina subterránea (que produce una diferencia de densidad entre el mixolimnion y el monimolimnion) y a la profundidad relativa del lago, que es un importante factor limnológico del mismo.

La estratificación y la infiltración de agua subterránea controlan fuertemente la distribución de elementos en el lago. Los elementos mayoritarios, tales como Ca, Mg, Na, K, S, Mn, Fe y Zn, tienen concentraciones menores y constantes en el mixolimnion. Las concentraciones aumentan en la quimioclina y continúan aumentando en el monimolimnion. La concentración de Fe en el mixolimnion es bastante baja, pero se incrementa en la quimioclina y el monimolimnion debido, probablemente, a que dicho elemento es removido del mixolimnion por las reacciones de oxidación. En la quimioclina y el monimolimnion, el ambiente llega a ser reductor y el Fe mayoritariamente pasa a la fase disuelta como  $Fe^{2+}$ . Las concentraciones de Cu y Al, que se encuentran

correlacionadas, son altas en la quimioclina para decaer en el monimolimnion. El proceso de adsorción de Cu en Gibsita [ $\text{Al}(\text{OH})_3$ ], que se puede producir (Lee *et al.*, 2002), es importante porque controla las concentraciones de Cu y Al en el lago. Otros metales traza, como el Zn, Pb, As muestran concentraciones bastantes altas a lo largo de toda la columna de agua. El Fe y el Al aparecen enriqueciendo la superficie del sedimento. Sin embargo, no se han observado oxihidroxidos de Fe y Al, debido a que estos minerales están mayoritariamente en fases amorfas. Cuarzo ( $\text{SiO}_2$ ) y albita ( $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ ) tienen notable presencia en el sedimento.

El contenido de materia orgánica en el agua es bajo y la pequeña variación entre estaciones refleja una actividad biológica limitada en el lago. En su parte más profunda, el potencial redox es superior al que se precisa para la reducción del sulfato, aun cuando la concentración de oxígeno llega a ser muy baja. Ello, probablemente, sea causado por la falta de materia orgánica, cuya degradación puede mejorar el ambiente reductor. De aquí, que la reducción de sulfatos no ocurra, lo que limita la formación de sulfuros e impide la precipitación de metales traza y sulfuros metálicos.

El lago Rävildmyran ((Figura 35) fue seleccionado para investigar dos tratamientos de remediación: la neutralización química mediante adición caliza y la remediación mediante adicción de lodos aguas residuales. Desde que la mina se cerró en 1974 hasta la primavera de 2003, el lago se abandonó sin ningún tratamiento. En mayo de 2003, el lago fue neutralizado químicamente con 200 t de caliza ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) durante un periodo de tres semanas. El polvo de caliza fue bombeado desde el tanque de un camión e inyectado en el lago a través de una tubería. Un mes y medio más tarde, 300 toneladas de lodos y aguas residuales fueron transportadas desde Estocolmo y, posteriormente, bombeadas al lago.

El tratamiento con caliza ha demostrado ser un método efectivo para aumentar el pH. Los efectos de la caliza en las concentraciones de los elementos disueltos en el agua del lago son distintos, especialmente en el estrato de agua superior oxigenado. Elementos tales como Fe, Mn, Zn y Mg fueron en su mayor parte removidos en dicho estrato, probablemente debido a la formación de oxihidróxidos. Algunos elementos, tales como Na, K, y S, apenas fueron removidos. Al y Cu fueron también completamente removidos

del agua a lo largo de los perfiles, debido al aumento de pH y la precipitación de minerales tales como Gibsita  $[Al(OH)_3]$ . Sin embargo, se comprobó que el tratamiento no es una solución a largo plazo, dado que las fuentes ácidas fluyen continuamente en el lago. De aquí que el efecto no dure mucho y sea bastante costoso continuar adicionando cal. El segundo tratamiento no muestra efectos distintos en la calidad del agua, aunque las concentraciones de carbono orgánico total y de nutrientes se posan rápidamente, acumulándose en el fondo del lago.



**Figura 35.** Lago Rävildmyran (Lu, 2002).

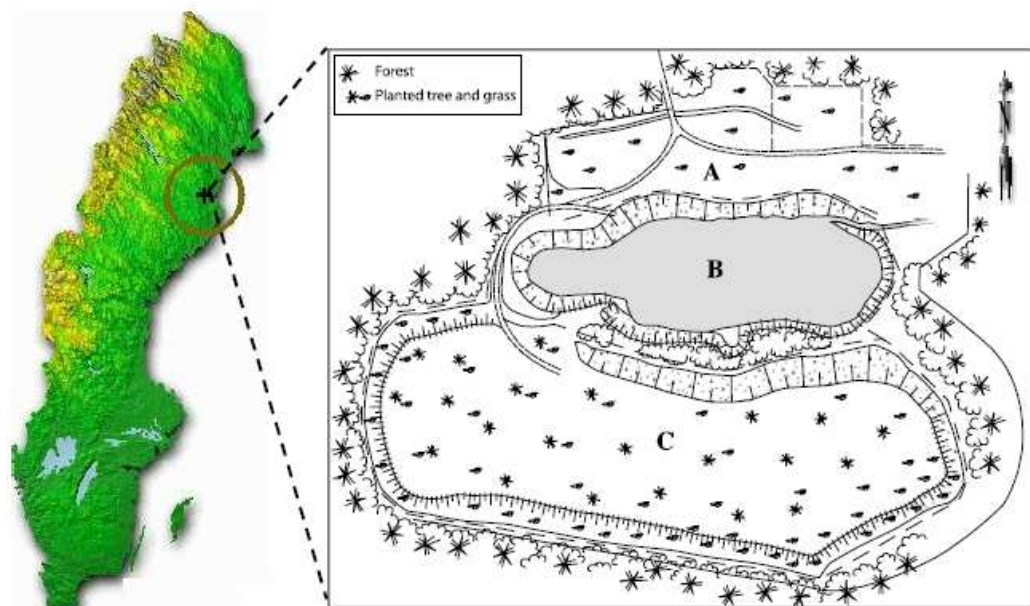
### **3.2.2. EL LAGO MINERO UDDEN**

El lago minero Udden está situado, aproximadamente, a 30 km al oeste de Boliden en el norte de Suecia. El depósito mineral Udden era parte del distrito Skellefte 1.9 Ga viejo series volcánica. Los principales minerales sulfúricos en Udden eran: pirita ( $FeS_2$ ), pirrotita ( $Fe_{(1-x)}S$ ), esfarelita ( $ZnS$ ), calcopirita ( $CuFeS_2$ ), galena ( $PbS$ ) y arsenopirita ( $FeAsS$ ). La ley media de mineral era 0,8 g Au/t, 0,41% Cu, 4,72% Zn, 0,35% Pb, 0,1% As y 25,6% S. La extracción en Udden empezó en 1971 a cielo abierto. Transcurridos tres años, el depósito



de superficie se agotó y las operaciones mineras continuaron por minería subterránea. En 1991, la extracción cesó y el hueco se llenó rápidamente con agua subterránea. En la actualidad, el lago minero tiene, aproximadamente, 390 m de longitud, y 150 m de ancho con una profundidad máxima de 50 m. El lago contiene, aproximadamente,  $0,56 \text{ hm}^3$  de agua y el área de su superficie es, aproximadamente,  $3,4 \times 10^4 \text{ m}^2$ . La profundidad relativa del lago es del 24%.

En la Figura 36 se muestra la localización de la mina Udden en el mapa. El área minera está compuesta por tres partes: una zona industrial, el hueco abierto inundado, que actualmente conforma el lago, con una salida en el banco oeste y una escombrera sembrada y revegetada con hierba y árboles (Boliden, 1975).



**Figura 36.** Mapa de localización de la mina Udden (Lu, 2002).

El estudio de lago Udden también muestra que es similar a otros lagos mineros. El agua es ácida y las concentraciones de metales relativamente altas. El lago minero (Figura 37) es un lago dimíctico. El lago se estratifica en verano e invierno, mientras que en primavera y otoño tiene lugar la circulación total de sus aguas que produce la homogeneización de la mayoría de los parámetros. En invierno y en verano el lago está térmicamente estratificado. La estratificación no es estable, y las fronteras y espesores de

los estratos varían con las estaciones. Cuando el cuerpo de agua está estratificado, el potencial redox es más bajo en el agua superior y más alto en el hypolimnion, lo que usualmente no se aprecia en los lagos naturales. Drenajes de agua rica en  $\text{Fe}^{2+}$  produce bajos potenciales redox en el epilimnion. Hacia el fondo, la concentración de oxígeno disminuye, la conductividad aumenta y el redox cae drásticamente.

La mayoría de los elementos tienen una distribución homogénea en el lago, especialmente en los periodos en que se produce la circulación. Cuando el lago está estratificado, las variaciones suceden principalmente en el agua del epilimnion y en la del fondo. Elementos como Ca, Mg, Na, K, S, Mn, Cu, Al y Zn tienen baja concentración en el epilimnion. Las concentraciones van aumentando en el epilimnion y permanecen constantes en el hypolimnion. El Fe muestra una concentración diferente, particularmente cuando está estratificado, mayor en el agua superficial y menor en la profunda. La distribución de Fe refleja la estratificación termal. El agua superficial tiene mayores concentraciones de Fe disuelto, probablemente debido a la infiltración de agua drenada procedente de la escombrera. El Fe disuelto precipita en el agua más profunda donde el potencial redox es más alto. El azufre disuelto tiene una fuerte relación con el Mn y el Fe, que soporta la precipitación de este elemento, que se acumula en la superficie del sedimento. El Al disuelto muestra una fuerte relación con el Cu, Zn y Cd. La adsorción del Cu en Gibsita y la coprecipitación pueden tener lugar. De aquí que se considere a la Gibsita un importante mineral que puede controlar las concentraciones de Al y Cu en el lago. La disminución de elementos tales como Cu, Zn y Cd en las aguas del fondo es, probablemente, un efecto del incremento del pH. Cantidades significativas de Fe y Al aparecen en la superficie del sedimento. Cuarzo ( $\text{SiO}_2$ ) y Albita ( $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ ) son minerales que también aparecen en el sedimento.

El carbono orgánico contenido en el agua está en el rango normal de los lagos naturales, indicando que tienen lugar algunas actividades biológicas aunque limitadas. El lago contiene cierta cantidad de nutrientes, pero no es rico en ellos. El agua contiene de forma permanente cantidades significativas de oxígeno disuelto, incluso durante la estratificación del verano. Esto impide que se produzcan las reacciones de reducción en el interior del cuerpo de agua. Por ello, no se produce la reducción de los sulfatos y la remoción de los

metales se produce principalmente por la oxidación del Fe y la adsorción en Gipsita, pero no por la precipitación de minerales sulfúricos.



**Figura 37.** Lago Udden en octubre de 2001.

## **4. LAGOS MINEROS EN ESPAÑA**

En España también se ha utilizado la técnica de inundación de los huecos mineros como fórmula para la clausura y abandono de los mismos. A continuación se exponen distintos casos con diferentes resultados: las cortas inundadas de la faja Pirítica, que representan el grave problema ambiental al que, con carácter general, la literatura se refiere al hablar de lagos mineros; y los lagos artificiales de las cuencas ligníferas del noroeste de España, que ejemplifican el logro de masas medioambientalmente autosostenibles a largo plazo a través de una adecuada planificación, seguimiento y control. También se presenta el caso particular de las areneras de A Limia, en la provincia de Ourense, como muestra de la recuperación del uso primitivo de los terrenos y restablecimiento del ecosistema original del humedal de Antela, desaparecido por causas diferentes a la propia actividad minera, y así como otros lagos mineros que ejemplifican el potencial y los buenos resultados que se pueden obtener de esta práctica de recuperación ambiental del espacio afectado por las explotaciones mineras.

### **4.1. LOS LAGOS MINEROS DE LA FAJA PIRÍTICA**

La larga historia minera de los yacimientos de la Faja Pirítica ha dejado una herencia de minas abandonadas en el suroeste de España, principalmente en las provincias de Huelva y Sevilla, con un gran número de escombreras de estériles, balsas de lodos y huecos inundados. Ello representa una de las mayores acumulaciones de residuos mineros y de drenajes de agua ácida del mundo (Sánchez-España *et al.*, 2005a). Las características mineralógicas y texturales de las minas de la Faja Pirítica, con predominancia de la pirita, muy reactiva y de grano fino, y una carencia de carbonatos (Sáez *et al.*, 1999; Sánchez-España, 2000; Tornos, 2006) ha favorecido su oxidación y disolución con la consecuente formación de AMD (Sánchez-España *et al.*, 2005a). Estas circunstancias han causado una severa contaminación por acidez y metales disueltos (Fe, Al, Mn, Cu, Zn, Cd, Pb), As, y SO<sub>4</sub> en los sistemas fluviales de los ríos Odiel y Tinto (Braungardt *et al.*, 2003; Olías *et al.*, 2005, 2006; Sánchez-España *et al.*, 2005a, 2006; Van Geen *et al.*, 1991). Además, la contaminación por acidez y metales ha originado la pérdida de la mayoría de las formas

de vida acuática y sólo microorganismos acidófilos, eucariotas y procariotas habitan estos ambientes extremos (Aguilera *et al.*, 2006; González-Toril *et al.*, 2003; López-Archilla y Amils, 1999; López-Arcilla *et al.*, 2001; Rowe *et al.*, 2007). Estos lagos mineros contienen alrededor de 25 hm<sup>3</sup> de AMD. Algunos huecos (por ejemplo, Corta Atalaya) están todavía en fase de llenado, por lo que el volumen total de AMD se incrementará en el futuro.

La explotación milenaria de los yacimientos de la Faja Pirítica se efectuó conjuntamente por minería de interior y explotaciones a cielo abierto, mediante cortas mineras. Unas treinta cortas vacías fueron abandonadas durante el siglo pasado y veintitrés de ellas fueron progresivamente inundadas por la entrada de lluvia directa, de corrientes superficiales y de agua subterránea y drenajes mineros procedentes de las galerías vecinas y escombreras de estériles, por lo que presentan en la actualidad un lago en su interior.

Toda la información disponible sobre los lagos de la Faja Pirítica revela su naturaleza compleja, mostrando la mayoría una estratificación físico-química permanente, con un empeoramiento de la calidad de sus aguas con la profundidad. Casi todos los lagos contienen agua altamente ácida (pH 2,5-3,5), con elevadas concentraciones de sulfato y metales (Sánchez-España *et al.* 2007, 2008a; Sánchez-España *et al.*, 2009). El pH lo regula la reacción de hidrólisis del Fe<sup>3+</sup>. El agua superficial suele estar saturada en oxígeno y el hierro está presente mayoritariamente como Fe<sup>3+</sup>. En capas anóxicas más profundas aparece Fe<sup>2+</sup>, llegando en ocasiones a ser la especie redox dominante. Desde la primavera al otoño los lagos están térmicamente estratificados, con un epilimnion superior de varios metros y un estrecho metalimnion de acusado gradiente térmico. Esta estratificación desaparece en época invernal, debido a los procesos de mezcla que se dan en la vertical, homogeneizándose la columna de agua.

En general, los lagos mineros de la Faja Pirítica son muy variados en tamaño, en profundidad, edad, y composición del agua, pero todos comparten un marco geológico común. La gran mayoría de los lagos mineros son meromícticos y muestran una estratificación química permanente con una quimioclina separando una capa superior oxigenada y de menor densidad (mixolimnion) de otra inferior, anóxica y de mayor

densidad (monimolimnion), que permanece permanentemente aislada del resto de la columna de agua. El mixolimnion puede ser muy delgado, como en Confesionarios o en Nuestra Señora del Carmen, donde solo tiene 2 ó 3 metros de profundidad; o puede mostrar gradientes químicos y físicos sobre un rango de profundidad del orden de decenas de metros (por ejemplo, 30 metros en San Telmo ó 10 metros en Cueva de la Mora). En lo que respecta al monimolimnion, una reciente investigación (Sánchez- España *et al.*, 2007, 2008a,b; 2009) ha reconocido, por su estructuración, dos patrones de estratificación distintos. Por un lado, se tiene un monimolimnion, monocapa o multicapa, uniforme física y químicamente, sin gradientes verticales y en los que el hierro está presente como  $Fe^{2+}$  y  $Fe^{3+}$ . Es el caso de los lagos San Telmo o Nuestra Señora del Carmen. En contraste, el monimolimnion de otro tipo de lagos, ejemplificados por Cueva de la Mora, Herrerías o Filón Centro (Tharsis), muestra marcados cambios verticales en los parámetros físico-químicos, con decrecimiento del potencial redox e incremento continuo de temperatura, de conductividad, pH y contenido en sólidos disueltos con la profundidad y donde el hierro aparece exclusivamente como  $Fe^{2+}$ . Observaciones morfométricas recientes, basadas en fotografía aérea y perfiles en profundidad (IGME, 2008; Sánchez España *et al.*, 2008a) sugieren que los diferentes tipos de estratificación hidroquímica en los lagos mineros de la Faja Pirítica pueden estar relacionados con factores geométricos, como la geometría del hueco y la profundidad relativa. Un resumen de los datos morfométricos de algunos de estos lagos se reflejan en la Tabla 24. Los lagos en los que las variaciones físico-químicas en la vertical se muestran de forma escalonada generalmente muestran una superficie oval con un cociente eje mayor/eje menor entre 1,2 y 1,4, y muy elevadas profundidades relativas (entre el 25% y el 45%). Por el contrario, los lagos en los que las variaciones se muestran en gradiente presentan una superficie más elongada, elipsoidal, eje mayor/eje menor por encima de 3 y similares profundidades relativas elevadas, en el rango de 18-50%, aunque hay algunas excepciones a esta regla general. No hay diferencias significativas entre ambos tipos de lagos en lo que respecta a sus volúmenes o edades.

| Lago minero                | Edad (años) | Máx Ø (m) | Min Ø (m) | (Máx Ø/Min Ø) | Área (hm <sup>2</sup> ) | Máx profund. (m) | Rel profund. (%) | Volumen (hm <sup>3</sup> ) | Tipo Estratificación  |
|----------------------------|-------------|-----------|-----------|---------------|-------------------------|------------------|------------------|----------------------------|-----------------------|
| Corta Atalaya              | 4           | 300       | 150       | 2,00          | 4,70                    | 70               | 28,61            | 1,40                       | Meromíctico ?         |
| Filón Sur (Tharsis)        | ?           | 65        | 50        | 1,30          | 0,20                    | 5                | 9,91             | 0,01                       | Meromíctico ?         |
| Filón Centro (Tharsis)     | 40          | 430       | 140       | 3,07          | 3,80                    | 40               | 18,18            | 0,60                       | Meromíctico (tipo II) |
| Confesionarios             | 120         | 200       | 160       | 1,25          | 2,48                    | 80               | 45,02            | 1,00                       | Meromíctico (tipo II) |
| Ntra Sra del Carmen        | ?           | 110       | 80        | 1,38          | 0,70                    | 32               | 33,90            | 0,10                       | Meromíctico (tipo II) |
| Peña del Hierro            | 42          | 200       | 120       | 1,67          | 1,87                    | >50              | -                | -                          | Meromíctico           |
| La Zarza-E                 | 12          | 220       | 100       | 2,20          | 0,70                    | >40              | -                | -                          | Meromíctico ?         |
| La Zarza-W                 | 12          | 240       | 100       | 2,40          | 0,77                    | >40              | -                | -                          | Meromíctico ?         |
| Cueva de la Mora           | >60         | 300       | 90        | 3,33          | 1,78                    | 40               | 26,57            | 0,30                       | Meromíctico (tipo II) |
| Herrerías I (Guadiana)     | 42          | 110       | 90        | 1,22          | 0,81                    | 50               | 49,23            | 0,20                       | Meromíctico (tipo II) |
| San Telmo                  | 16          | 510       | 380       | 1,34          | 14,36                   | 107              | 25,02            | 7,00                       | Meromíctico (tipo I)  |
| Concepción                 | >30         | 280       | 60        | 4,67          | 1,20                    | 15               | 12,14            | 0,40                       | Meromíctico ?         |
| Angostura                  | >70         | 110       | 90        | 1,22          | 0,84                    | >40              | -                | -                          | Meromíctico ?         |
| Tinto y Santa Rosa         | 77          | 160       | 80        | 2,00          | 1,11                    | 23               | 19,35            | 0,10                       | Meromíctico (tipo II) |
| Aznalcóllar                | 13          | 850       | 400       | 2,13          | 28,40                   | 38               | 6,32             | 6,00                       | Holomíctico           |
| Herrerías II (Sta Bárbara) | 42          | 230       | 90        | 2,56          | 1,42                    | 15               | 11,16            | 0,10                       | Holomíctico           |
| Los Frailes                | 7           | 460       | 280       | 1,64          | 13,30                   | 105              | 25,52            | 6,30                       | Holomíctico           |

**Tabla 24.** Datos morfométricos de lagos mineros de la Faja Pirítica Ibérica (Sánchez-España et al., 2009).

A continuación se pasa a concretar de forma particularizada las características conocidas de algunos de los lagos de la Faja Pirítica, obtenidas de los estudios y proyectos realizados por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME)<sup>(1)</sup>.

#### **4.1.1. EL LAGO MINERO DE AZNALCÓLLAR**

El lago minero de Aznacóllar está situado aproximadamente a 30 km al noroeste de Sevilla (España) en la parte oriental de la Faja Pirítica Ibérica, en un área con una precipitación media anual de 600 mm y con una marcada variación estacional (el 70% de las lluvias se concentra comúnmente en los meses de noviembre a marzo). La evaporación es, también, fuertemente variable a lo largo del año, desde 250 mm/día durante el verano a casi cero durante los meses de invierno. El nivel de agua fluctúa

(1) Disponible en <http://www.igme.es/internet/default.asp>

debido al bombeo periódico que se realiza para mantenerlo al menos 6 metros por debajo del nivel freático natural, para evitar que agua contaminada del lago entre en el sistema fluvial y en la parte superior del acuífero.

El lago tiene una profundidad máxima de 35 m, un área de 0,3 km<sup>2</sup> y un volumen de 9 hm<sup>3</sup>. La composición de las paredes del hueco incluye varias litologías detríticas y volcánicas junto con masivas rocas de sulfuros (Almodóvar *et al.*, 1998). El lago se ha formado por infiltración de agua superficial y agua subterránea. Las corrientes superficiales proceden del bombeo de las aguas de la balsa de tratamiento de lodos originados en el procesamiento del mineral y de las aguas tratadas de escombrera. Esta mezcla de cantidades de agua limpia y contaminada totaliza alrededor del 80% de la aportación superficial dentro del lago. El 20% restante corresponde a la aportación directa de agua contaminada procedente de las escombreras de estériles (aproximadamente 100 hectáreas de superficie).

En el proceso de formación del lago, el hueco se ha rellenado con residuos rocosos del vecino hueco Los Frailes, con materiales contaminados procedentes del sistema fluvial afectado por la rotura de la presa de lodos de la explotación en 1998 (más de un millón de metros cúbicos de material pirítico y suelos ricos en materia orgánica) y con rocas ricas en piritita procedentes de la adyacente escombrera S-3. Además, con el fin de mantener el nivel del agua por debajo del nivel freático, periódicamente el agua del lago es bombeada, tratada y desviada al río Agrio y el lodo producido en el tratamiento es introducido dentro del lago a un pH de aproximadamente 9,5. Consecuentemente, los sedimentos del lago son muy heterogéneos y altamente ricos en metales pesados.

El agua es ácida (pH 3,6) y tiene alta concentración de metales, especialmente de Zn y Cu (por ejemplo, 800 mg/l Zn, 200 mg/l Mn, 100 mg/l Al, 2000 µg/l Cd). A ello ha contribuido tanto el uso del lago como lugar de depósito para materiales contaminados como la gestión del agua del lugar minero y el ritmo de llenado, altamente variable. En la Tabla 25 se recogen los resultados del estudio realizado por Schultze *et al.*, (2006) sobre muestras de agua y sedimentos tomadas en noviembre de 2002, diciembre de 2003, noviembre de 2004 y abril 2005. Durante este periodo la estratificación térmica únicamente se observó



en abril de 2005 y no se apreciaron diferencias verticales extraordinarias de la química del agua.

| Parámetros                         | Noviembre 2002 | Diciembre 2003 | Noviembre 2004 | Abril 2005 |
|------------------------------------|----------------|----------------|----------------|------------|
| <b>pH</b>                          | 5.3-5.4        | 3.7            | 3.8            | 4.0-4.5    |
| <b>SO<sub>4</sub><sup>-2</sup></b> | 4700-4920      | 5490-5720      | 8070-8290      | 7790-8220  |
| <b>Cl<sup>-</sup></b>              | 106-110        | 65.9-85.3      | 84.1-98.0      | 59.2-63.2  |
| <b>Na<sup>+</sup></b>              | 84.0-86.0      | 73.3-75.9      | 51.4-75.2      | 70.5-94.5  |
| <b>K<sup>+</sup></b>               | 33.0-34.0      | 25.6-26.5      | 13.2-19.0      | 17.0-24.5  |
| <b>Mg<sup>2+</sup></b>             | n.a.           | 777-807        | 806-1140       | 1120-1540  |
| <b>Ca<sup>2+</sup></b>             | 600-620        | 490-509        | 418-591        | 523-730    |
| <b>Al</b>                          | 1.6-3.3        | 51.5-56.9      | 108-157        | 109-130    |
| <b>Fe</b>                          | 130-140        | 3.8-10.7       | 1.6-2.8        | 0.2-2.0    |
| <b>Mn</b>                          | 135-140        | 161-169        | 141-201        | 183-218    |
| <b>Zn</b>                          | 310-320        | 434-450        | 638-899        | 834-1010   |
| <b>Cu</b>                          | 0.03-0,13      | 7.9-8.2        | 37.0-40.0      | 31.8-35.2  |
| <b>Cd</b>                          | 0.65-0.68      | 1.01-1.05      | 2.10-2.20      | 1.90-2.05  |

**Tabla 25.** Química del agua en el lago minero de Aznalcóllar entre 2002 y 2005: parámetros seleccionados, concentraciones totales en mg/l, excepto pH (Schultze et al., 2006).

#### 4.1.2. EL LAGO MINERO DE CUEVA DE LA MORA

El lago minero de Cueva de la Mora tiene una superficie de 17.800 m<sup>2</sup> y una profundidad máxima de 40 metros. Esta mina fue abandonada en la década de los cuarenta del siglo pasado, por lo que representa un estado maduro de desarrollo del sistema lacustre, con más de 60 años de evolución hidrogeoquímica. En la actualidad, el lago minero muestra un mixolimnion de aproximadamente 10 metros de profundidad y un monimolimnion de 30 metros, el cual está fuertemente estratificado y muestra varias subcapas de incrementos de temperatura, densidad, y concentración de metal sulfato hacia el fondo del lago (Sánchez España *et al.*, 2009). Éste se encuentra considerablemente más caliente que el monimolimnion superior (18 y 12-14 °C, respectivamente), y muestra significativamente un pH más elevado (pH 4,1- 4,7 vs. 2,7-3,1, respectivamente). A pesar de los incrementos del pH, la acidez total aumenta considerablemente con la profundidad (p.e. 1,150 mg/l CaCO<sub>3</sub> eq. en la superficie y 8,400 mg/l CaCO<sub>3</sub> eq. a 36 metros de profundidad). Las aguas del fondo muestran un menor potencial redox que las aguas poco profundas (200-300 vs. 500-700 mV, respectivamente) y una mayor concentración de sólidos disueltos. Aunque la tendencia vertical de esos parámetros muestra ligeras

variaciones estacionales, las características generales permanecen relativamente constantes a lo largo del año.

La distribución vertical del potencial redox (Eh) presenta tendencias paralelas en DO y concentración de hierro. Las condiciones redox del mixolimnion corresponden a condiciones saturadas de oxígeno donde el Fe se presenta, predominante, en su forma oxidada [ $\text{Fe}^{3+} \sim 100\% \text{Fe}_{\text{total}}$ ], mientras que el ambiente fuertemente reductor del monimolimnion se caracteriza por anoxia y una muy elevada concentración de Fe, la cual se corresponde con la práctica totalidad del hierro ferroso [ $\text{Fe}^{2+} \sim 100\% \text{Fe}_{\text{total}}$ ]. Especialmente interesante son los marcados picos de concentración de oxígeno (con valores próximos a 12,2 mg/l  $\text{O}_2$  y 140%  $\text{O}_2$  saturado) que se observaron en los meses de verano (p.e. junio 2006 y julio 2007) en el metalimnion. Esta máxima concentración de  $\text{O}_2$  se produjo cerca de la termoclina y próxima a los picos de concentración de clorofila-a medidos durante las mismas estaciones. Ello sugiere un control microbiológico de la concentración de  $\text{O}_2$  en el perfil mixolimnético, probablemente como resultado del incremento de la actividad fotosintética durante este periodo. La primavera se caracteriza por el florecer de algas en muchos lagos naturales, en los que éstas se acumulan usualmente en el metalimnion (Wetzel, 2001). Este fenómeno se observó en Cueva de la Mora durante un estudio realizado en julio de 2007 (Sánchez España *et al.*, 2009). Este estudio reveló un número significativo de microorganismos fotosintéticos tales como algas verdes y diatomeas. La evolución vertical y estacional de la biomasa de las algas puede tener implicaciones profundas para la biogeoquímica del lago minero. La producción primaria que tiene lugar en las aguas más elevadas del lago proporciona una fuente continua de sustancias orgánicas (ácidos orgánicos disueltos, algas muertas y biomasa bacterial) para la descomposición secundaria, p.e. Fe y bacteria reductora de azufre, las cuales comúnmente habitan los fondos del lago, anóxicos y reductores (Ehrlich, 2002).

La concentración en el fondo del lago de hierro y otros elementos, tales como sulfato y arsénico, es alta en comparación al mixolimnion. Los ejemplos más sorprendentes incluyen Fe (110-130 mg/l en el epilimnion, y aproximadamente 6,000 mg/l en la parte más profunda del monimolimnion),  $\text{SO}_4$  (2 g/l en el epilimnion y 13 g/l en la capa más profunda) y As (70-120  $\mu\text{g/l}$  en el estrato más elevado y 15,000-17,500  $\mu\text{g/l}$  en la capa profunda). El Mn y Zn también aumentan sorprendentemente con la profundidad (desde

10 a 20 mg/l en la capa más baja en ambos casos) y solamente Al y Cu muestran una tendencia reversible, que parece estar relacionada con la precipitación de oxihidróxisulfatos (tales como alunita y/o basaluminita) a pH 4,0-4,5 con la consecuente adsorción/coprecipitación del cobre. Entre los metales traza, Co y Ni también exhiben una tendencia vertical de creciente concentración con marcadas diferencias entre la superficie y la parte más profunda del lago (p.e. desde 1,700 a 13,200 µg/l para Co y de 440 a 850 µg/l para Ni en julio 2007). Por otro lado, otros metales como Cd, Cr y Pb no muestran tales tendencias y las concentraciones medidas en la superficie (p.e. 10-15 µg/l Cd, 20-30 µg/l Cr, 125-150 µg/l Pb) son similares o ligeramente más elevadas que éstas en la capa más profunda (p.e. < 5 µg/l Cd, < 20 µg/l Cr 10-30 µg/l Pb).

Los sedimentos tomados de la orilla del lago y los biofilms flotantes, muestreados de la capa superficial y analizados, muestran un predominio de componentes férricos tales como jarosita, schwertmannita y goethita, con cantidades menores de minerales detríticos tales como cuarzo, clorita, moscovita o feldespatos.

#### **4.1.3. LOS LAGOS MINEROS DE FILÓN CENTRO (THARSIS) Y HERRERÍAS**

Los datos morfométricos para los lagos mineros de Filón Centro y Herrerías se indican en la Tabla 24. Ambos lagos tienen un volumen pequeño (0,6 y 0,2 hm<sup>3</sup>, respectivamente) y área de superficie moderada (3,8 x 10<sup>6</sup> y 0,8 x 10<sup>6</sup> m<sup>2</sup>, respectivamente). Los perfiles de profundidad para Filón Centro y Herrerías muestran una estratificación del lago similar a la del lago Cueva de la Mora, con un mixolimnion oxigenado y un monimolimnion anóxico, caracterizado más tarde por un incremento en temperatura, pH y total de sólidos disueltos con la profundidad. Este tipo de estratificación parece ser el más observado hasta la fecha en los lagos mineros de la Faja Pirítica (Sánchez España *et al.*, 2005b; Sánchez España *et al.*, 2009).

#### **4.1.4. EL LAGO MINERO CONFESIONARIOS**

El lago minero de Confesionarios tiene una superficie de 24.800 m<sup>2</sup> y una profundidad máxima de 80 metros. Este lago contiene aproximadamente un hm<sup>3</sup> de agua ácida con un pH de 2,5-3,5 y altas concentraciones de metales pesados y sulfato (Sánchez-España *et al.*, 2008b; Sánchez España *et al.*, 2009). Con una edad estimada de aproximadamente 120 años, se considera el lago minero más viejo de la Faja Pirítica y, por ello, representa la etapa madura dentro del espectro de estas masas de aguas. Este lago minero muestra un delgado mixolimnion (de unos 4-5 metros de profundidad) y un monimolimnion, el cual tiene 75 metros de profundidad. El monimolimnion tiene dos capas diferentes, una superior, homogénea químicamente a partir de aproximadamente 53 metros de profundidad, y una más profunda a partir de esa profundidad hasta aproximadamente 80 metros, que muestra un gradiente pronunciado de temperatura, Eh, y pH hacia el fondo. Aunque la temperatura del monimolimnion es similar a la del mixolimnion, diferencias de salinidad durante los meses de invierno impiden una circulación invernal y aseguran la estratificación química permanente. Ambas capas monimolimnéticas muestran diferencias en el pH (2,5 en el monimolimnion superior y 2,7-3,4 en el monimolimnion más bajo), especies de hierro y condiciones redox. El hierro disuelto es predominantemente férrico y principalmente ferroso en el monimolimnion más bajo. Los gradientes químicos hacia el fondo del lago pueden deberse a una difusión hacia arriba de componentes disueltos a partir de la cubierta sedimentaria reactiva, aunque esto todavía necesita ser comprobado.

El análisis por XRD de los sedimentos tomados del fondo del lago indica una gran cantidad de jarosita y goethita, junto con abundantes minerales detríticos como cuarzo, clorita, moscovita, caolinita y feldespato. El perfil químico obtenido para un testigo de sedimento de 25 centímetros de longitud tomado del fondo del lago revela un claro enriquecimiento en carbono orgánico hacia la superficie (superior al 1,3% en peso C<sub>org</sub> sobre 3 centímetros de la columna de sedimento). Este perfil también indica enriquecimiento local de sulfuro (6-19% en peso S) entre 15 y 20 centímetros de profundidad, donde tanto la pirita como el azufre nativo han sido detectados por XRD. El contenido en metal traza de estos sedimentos es, generalmente, bajo (por ejemplo, 50-

170 ppm Zn, 45-300 ppm Cu y < 120 ppm mn), aunque el arsénico está notablemente enriquecido (150-1200 pp).

#### **4.2. LOS LAGOS MINEROS DE LAS CUENCAS LIGNITÍFERAS DEL NOROESTE DE ESPAÑA**

A finales del año 2007 y principios del 2008, como consecuencia del agotamiento de los recursos y coincidiendo con la entrada en vigor de la normativa sobre emisiones contaminantes, se produjo el cese de la actividad extractiva en las dos minas de lignito pardo a cielo abierto del noroeste de España: la mina de Meirama, que durante aproximadamente treinta años explotó la empresa Lignitos de Meirama, S.A. (LIMEISA) en el municipio coruñés de Cerceda, y la mina de As Pontes, en el término municipal de As Pontes de García Rodríguez, cuyos orígenes de explotación se remontan a la década de los 40 del pasado siglo y cuyos derechos de explotación actualmente son de la titularidad de Endesa Generación, S.A.. El método de explotación empleado en ambas minas fue el “*método alemán*”, consistente en el arranque y carga mediante excavadora de rodete (rotopala), transporte por medio de cintas de gran capacidad y vertido en escombrera con apiladoras de brazo giratorio. Para facilitar las actividades extractivas, en las dos minas se desarrolló un extenso entramado de canales que, siguiendo el perímetro de las cortas y escombreras, impedían la entrada de agua superficial al frente de explotación. Asimismo, el nivel freático fue deprimido a partir de pozos de bombeo, mientras que un potente sistema de drenaje limitaba la acumulación de agua de lluvia en el fondo de las cortas. Además, los cauces de distintos ríos y arroyos fueron desviados.

En su situación final, ambas minas cuentan con una extensa escombrera exterior y un hueco de excavación o corta minera de enormes dimensiones. La recuperación de las escombreras exteriores, con una extensión de 1.150 hectáreas, un volumen de estériles de 720 hm<sup>3</sup> y una altura máxima de 160 m respecto del terreno original en la mina de As Pontes, y una extensión de 350 hectáreas, un volumen de estériles de 130 hm<sup>3</sup> y una altura máxima de 60 m respecto del terreno original en la mina de Meirama, está finalizada. Esta restauración se ha orientado a la implantación de una cubierta vegetal estable que ha propiciado la creación de un gran ecosistema rico y diverso que engloba otros cuatro: pradera, matorral, arbolado y zonas húmedas (Gil y Aréchaga, 2009).

En la Tabla 26 se reflejan las características de la escombrera exterior de las minas de As Pontes y Meirama.

|                          | Escombrera Exterior |                                      |                   |
|--------------------------|---------------------|--------------------------------------|-------------------|
|                          | Extensión (ha)      | Volumen Estériles (hm <sup>3</sup> ) | Altura Máxima (m) |
| <b>Mina de As Pontes</b> | 1.150               | 720                                  | 160               |
| <b>Mina de Meirama</b>   | 350                 | 130                                  | 60                |

**Tabla 26.** Características de la escombrera exterior de las minas de As Pontes y Meirama.

La rehabilitación de las dos cortas mineras se está llevando a cabo mediante una inundación controlada en la que afluyen aguas de distinto origen y características (subterráneas, superficiales, precipitación), la restauración de las riberas y orillas, su protección frente al oleaje, la creación de islotes interiores, la construcción de una playa artificial, la reintegración en el entorno hídrico y la repoblación con peces, para formar dos grandes lagos artificiales. Los lagos mineros de As Pontes y Meirama constituirán los únicos sistemas lacustres de la Comunidad Autónoma de Galicia y, aunque son sumamente peculiares por su origen, morfología y composición química de sus aguas, representan una solución ambiental aceptable, sostenible, geológicamente estable, de alto valor ecológico y paisajístico y con repercusiones positivas en el entorno territorial y natural y en la planificación hidrológica futura.

#### **4.2.1. EL LAGO MINERO DE MEIRAMA**

La mina de Meirama se localiza en la parroquia del mismo nombre, perteneciente al ayuntamiento de Cerceda (A Coruña). La concesión de explotación ocupa una superficie total de 500 ha, de las cuales 250 ha corresponden a la corta minera objeto de inundación. En sus treinta años de vida, la mina de Meirama produjo un total de 94 millones de toneladas de lignito, para lo que fue necesario desplazar unos 176 millones de metros cúbicos de estériles (53% de esquistos y granitos, 47% de arcillas y limos), con un ratio de explotación cercano a 1,9 m<sup>3</sup>/t. El lignito extraído alimentaba una central termoeléctrica propiedad de Unión Fenosa, S. A. (en la actualidad Gas Natural Fenosa, S.A.), dotada de un único grupo de generación con una potencia instalada de 550 MW.

Desde el punto de vista geológico, la mina de Meirama se encuentra localizada en la Zona Centroibérica, dentro del denominado Complejo de Órdenes (Julivert *et al.*, 1972). Se

trata de una cuenca lignitífera encajada en una depresión tectónica de tipo *pull apart* desarrollada en el Oligoceno superior-Mioceno a favor de una estructura regional de dirección general NO-SE: la falla de Baldaio-Meirama-Boimil (Maldonado, 1977). En las inmediaciones de la mina, esta estructura pone en contacto los materiales graníticos de la unidad del Monte Xalo con los Esquistos de Órdenes, lo cual propicia una distribución litológica asimétrica que, de forma simplificada, se resume en la presencia de rocas graníticas en el borde NE de la corta y esquistos en el SO. La mina se encuentra localizada en la cabecera del río Barcés, cuya cuenca abarca unos 90 km<sup>2</sup>. Este río y el Mero confluyen en el embalse de Abegondo-Cecebre (~23 hm<sup>3</sup>) el cual proporciona agua potable a los más de 400.000 habitantes actualmente residentes en los municipios de Arteixo, Bergondo, Cambre, Culleredo, A Coruña, Oleiros y Sada. La climatología de la zona es típicamente atlántica, con precipitaciones distribuidas a lo largo de todo el año, pero con máximos en invierno y mínimos en verano. La temperatura es suave, con una amplitud térmica moderada (~10°C). La precipitación media en el entorno de la mina es de unos 1.500 l/m<sup>2</sup> (Delgado *et al.*, 2011b).

La explotación de lignito se inició en 1980. A lo largo de sus treinta años de explotación se extrajeron 94 millones de toneladas de lignito, con un ratio de explotación de 1,9 metros cúbicos de estéril por tonelada de carbón extraída.

Aproximadamente el 74% de los estériles, en torno a 130 hm<sup>3</sup>, fue ubicado en una gran escombrera exterior localizada a unos 3 kilómetros de la zona de extracción, mientras que el volumen restante, del orden de 46 hm<sup>3</sup>, relleno parcialmente la corta en los últimos años de explotación. Por ello, tras el cierre de la mina, el volumen del hueco de excavación se redujo hasta unos 150 hm<sup>3</sup> a la cota 121,25 metros sobre el nivel del mar.

El volumen medio de extracción de agua subterránea, a través del sistema de pozos instalados para poder llevar a cabo las labores de explotación, fue entre los años 1982 y 2007 de unos 4,3 hm<sup>3</sup>/año, a razón de 0,14 m<sup>3</sup>/s.

La corta final minera tiene una forma elíptica, lo cual determina la morfometría del lago que, una vez lleno, ocupará una superficie de 185,9 ha (2.290 y 994 m de longitud y anchura máximas), con una profundidad máxima de 205 m (profundidad media de 78,6



m) y un perímetro de unos 7,5 km. Su volumen de almacenamiento teórico es de 146,2 hm<sup>3</sup> a la cota 121,25 m sobre el nivel del mar (Delgado, 2006; Delgado *et al.*, 2011b). La superficie de la cuenca vertiente al lago es de 34,5 km<sup>2</sup>, por lo que la relación área de cuenca respecto del área del lago (relación CA/LA; Kalff, 2002) es de 18,6.

#### **4.2.1.1. RECUPERACIÓN DE LA CORTA MINERA: CREACIÓN DE UN LAGO ARTIFICIAL**

Finalizados los trabajos de extracción, se está recuperando la corta minera mediante su inundación para transformarla en un lago artificial. Para ello, ha sido necesario realizar una serie de obras hidráulicas.

Para el llenado del hueco, se construyó una red de canales con el fin de interceptar las aguas de las diferentes vaguadas vertientes al hueco de la mina y conducir las a la corta o para, de ser preciso, evacuarlas al lecho del Barcés para completar los caudales que sean necesarios en el río. Estas obras han consistido en cuatro canales en el margen izquierdo del hueco y uno por el margen derecho, donde también se dispuso un túnel para el desvío hacia el río Barcés del caudal ecológico. Todos los canales tienen sección trapezoidal y/o rectangular. El canal del margen derecho del hueco se construyó revestido de hormigón y el resto revestidos de manto de piedra.

Para la descarga y desagüe del lago se ha previsto un canal revestido de hormigón, con una longitud de 120 m, una altura de 3 m y una anchura de 3 m, que desemboca en el río Barcés. La cota de rebose se sitúa a 171,25 m.

#### **4.2.1.2. PROCESO DE LLENADO**

El inicio de la inundación tuvo lugar el 18 de marzo de 2008, momento en el que comenzó la interrupción progresiva de las bombas del sistema de pozos perimetrales de la mina. Para mantener el factor de seguridad de los taludes de la excavación en un valor de 1,2, el cese del bombeo se realizó de forma escalonada, intentando compensar el ascenso de la superficie libre del lago y el del nivel freático. Entre el 18 de marzo y el 2 de octubre de 2008 entraron en la corta aguas de origen subterráneo (producto de la recuperación del

nivel freático y del vertido de los caudales bombeados desde los pozos aún operativos), así como las correspondientes a la lluvia del periodo (precipitación directa y escorrentía sobre los taludes y pistas). El volumen de agua acumulado en esos casi 7 meses fue de unos  $2 \text{ hm}^3$ . A partir del 3 de octubre de 2008, LIMEISA obtuvo la autorización provisional para la derivación de caudal procedente del arroyo Pereira. El caudal asociado a la entrada de agua subterránea durante los 7 primeros meses de inundación (18/3 al 2/10) fue relativamente constante y próximo a los  $0,12 \text{ m}^3/\text{s}$ . A partir del 3/10/2008, con el inicio de la entrada de agua procedente del Pereira, el caudal comenzó a experimentar una gran fluctuación vinculada a la precipitación y con una marcada estacionalidad. Los picos de caudal se correspondieron con los meses más lluviosos (febrero/marzo), periodo en el que pueden alcanzar valores de más de  $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$ . El volumen de agua almacenado en el lago a finales de octubre de 2010 era de unos  $50 \text{ hm}^3$ , alcanzando en 31 meses de llenado, la tercera parte de su volumen final. De acuerdo con ello, suponiendo idénticas circunstancias a las acontecidas hasta la fecha, la inundación culminaría en unos 60 meses adicionales, a finales de 2015. En la Figura 38 se representa la evolución de llenado del lago desde abril del 2008 hasta septiembre del 2011. La precipitación representa valores anuales acumulados. Como se puede deducir de dicho gráfico, el 28 de septiembre de 2011 el lago tenía un volumen de agua de  $69,98 \text{ hm}^3$  y una profundidad de inundación de  $121,32 \text{ m}$  (Delgado *et al.*, 2010).

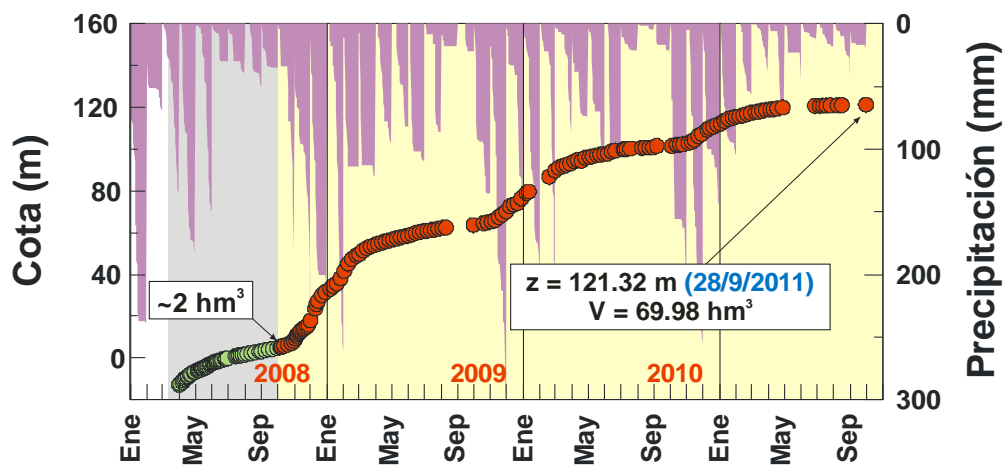


Figura 38. Curva de llenado del lago minero de Meriama (Delgado *et al.*, 2010).

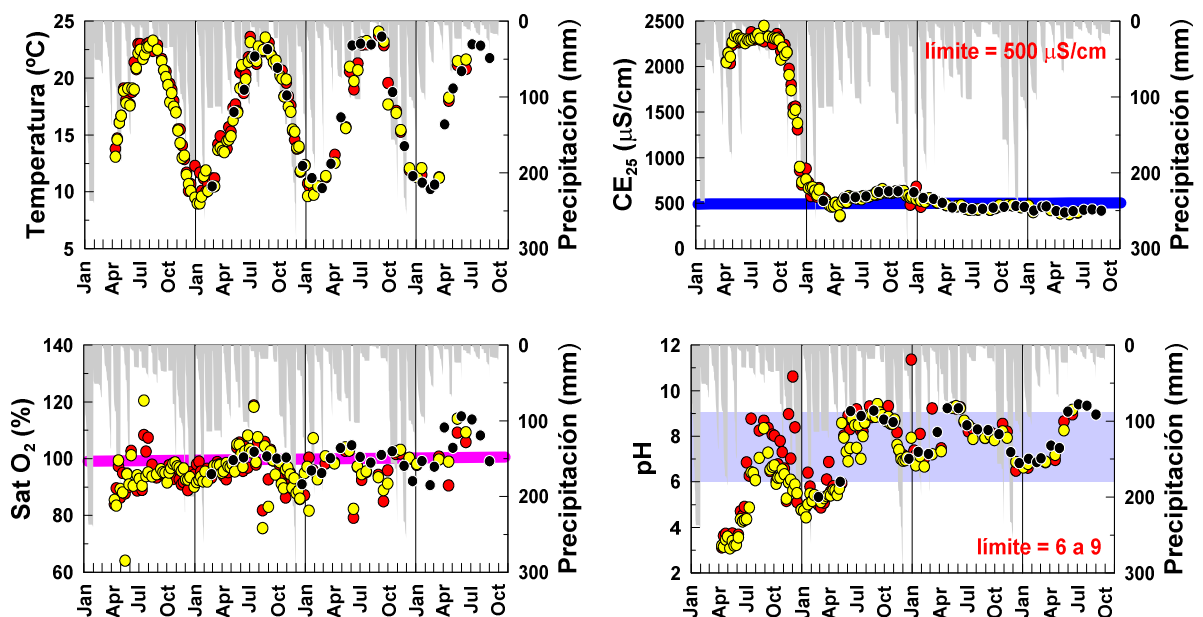
La caracterización de la calidad de las aguas del lago se determinó previamente en base a un modelo hidrogeoquímico de mezcla completa que utiliza el código PHREEQC, por la empresa canadiense Golder Associates, y posteriormente se concretó mediante un modelo desarrollado por Delgado *et al.*, (2008a).

#### **4.2.1.3. CARACTERÍSTICAS DEL LAGO. SEGUIMIENTO Y CONTROL**

Desde el inicio de la inundación se ha desarrollado una intensa campaña de seguimiento en varios puntos de control con pautas de muestreo semanal (aguas superficiales del lago y aportes al mismo) y mensual (perfiles en profundidad, precipitación, aguas superficiales y subterráneas próximas) empleando una sonda multiparamétrica YSI 6600/V2. Entre los parámetros físico-químicos analizados se incluye la temperatura, pH, potencial de oxidación/reducción, conductividad específica a 25 °C, alcalinidad, acidez, turbidez, residuo seco, así como las concentraciones de O<sub>2</sub>, constituyentes mayoritarios (Na, K, Ca, Mg, Fe<sub>dis</sub>, Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, Fe<sub>tot</sub>, Mn, Cl, F, SO<sub>4</sub>, COD, CID), constituyentes traza (Ag, Al, As, B, Ba, Br, Cd, Co, Cr<sub>tot</sub>, Cu, Hg, Li, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Ti, U, V, Zn), nutrientes e indicadores biológicos (P<sub>tot</sub>, PO<sub>4</sub>, N<sub>tot</sub>, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub>, SiO<sub>2</sub>, Clorofila-a, ficocianina), indicadores de contaminación (PCB, COV, BTEX, DBO<sub>5</sub>), distintos compuestos orgánicos e isótopos estables del agua ( $\delta^{18}\text{O}$ ,  $\delta^2\text{H}$ ), (Delgado *et al.*, 2008c,d; Juncosa *et al.*, 2008a,b; Arias *et al.*, 2009).

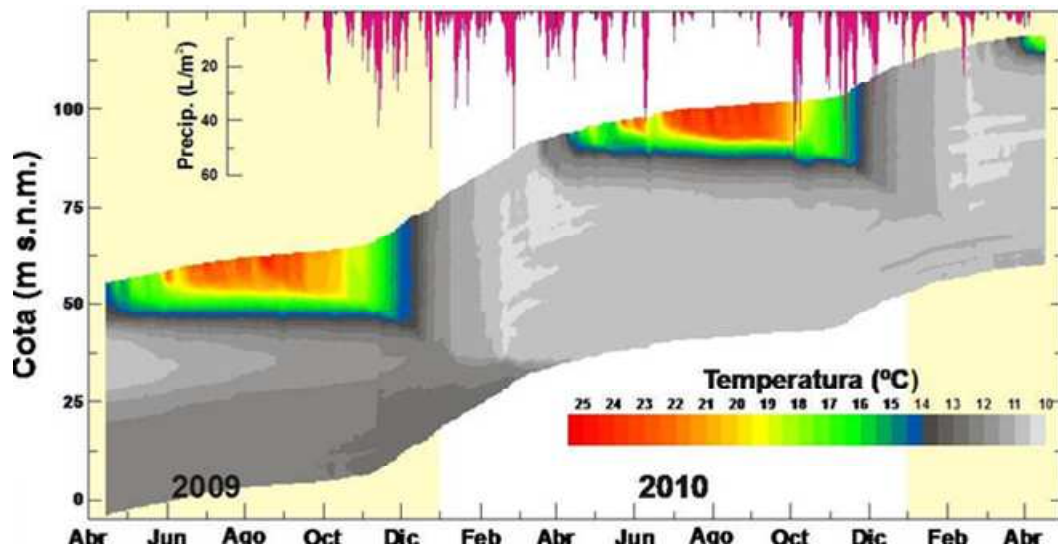
Con la perspectiva que aportan los datos actualmente disponibles, el lago de Meirama se configura como un sistema meromítico estacionario, situación que se mantendrá siempre y cuando no se produzcan aportes externos de energía. Los cálculos preliminares de estabilidad del lago muestran que se trata de un sistema estructurado en dos dominios. Uno, superficial, en el que la energía proporcionada por el viento en ciertos momentos del año puede ser suficiente para desencadenar la homogeneización parcial. El volumen susceptible de mezcla estimado es el relacionado con una profundidad máxima del orden de la treintena de metros. El segundo dominio, profundo, estaría relacionado con la estructuración química del lago, producto de la evolución precoz de la inundación. Ese dominio y la estratificación a él asociada sería estable en tanto y en cuanto no se produjeran aportes externos de energía (p.e. inestabilización masiva de los taludes

superficiales o sumergidos de la corta). Los datos disponibles hasta la fecha permiten entender mejor la evolución temprana de los lagos mineros, destacándose la importancia y el alcance de fenómenos que, aun teniendo carácter transitorio, son susceptibles de configurar las características futuras del sistema limnológico.



**Figura 39.** Evolución de la temperatura,  $CE_{25}$ ,  $Sat O_2$  y pH en el lago minero de Meriama (Delgado *et al.*, 2010).

En la Figura 39 se representa la evolución de la temperatura, de la conductividad eléctrica, del oxígeno saturado y del pH en el lago minero en formación de Meirama durante el periodo abril 2009-abril 2010. La Figura 40 muestra la evolución térmica del lago minero durante el mismo periodo. Dicha evolución se representa en términos de cota de la lámina libre y de localización en profundidad de la termoclina, calculada a partir del punto de máximo gradiente de temperatura (Fernández *et al.*, 2011b). Se observa que al iniciarse un periodo estival y aumentar la radiación solar, a 10 metros de profundidad, aproximadamente, comienza la formación de una termoclina, dando lugar a una estratificación térmica y a la aparición del epilimnion. Al comenzar a descender la radiación solar y con sucesos de lluvia (enero y febrero de 2010), se aprecia que la energía absorbida por la masa de agua se disipa a lo largo de su columna, provocando la erosión de la termoclina y la homogeneización térmica en profundidad en toda la masa de agua.



*Figura 40. Evolución térmica en el lago minero de Meirama (Fernández et al., 2011b).*

#### **4.2.2. EL LAGO MINERO DE AS PONTES**

La mina de As Pontes se localiza en el término municipal de As Pontes de García Rodríguez de la provincia de A Coruña, emplazada en la parte baja del valle del río Carracedo, en una zona de alta pluviometría y fuertes vientos. La producción de lignito de la mina llegó a alcanzar los 12 millones de toneladas anuales en la década de los 80 y sirvió para alimentar en su totalidad a una central térmica de 1.400 MW construida a pie de explotación. Como consecuencia de las exigencias medioambientales relativas a las emisiones de  $SO_2$ , la central se adaptó para consumir mezcla de carbón local y carbón de importación, lo que supuso la reducción de la producción de la mina hasta los 6 millones de toneladas a finales de los 90. La entrada en vigor de la normativa sobre grandes instalaciones de combustión llevó a Endesa Generación, S. A. a transformar la central térmica para consumir, a partir de enero de 2008, exclusivamente carbón de importación. Esta circunstancia supuso que la extracción de lignito pardo de As Pontes de García Rodríguez, cuya única finalidad era alimentar a la central, concluyera en diciembre de 2007.

La extracción se llevó a cabo por el método alemán, realizándose el arranque y carga del material con excavadora de rodete (rotopala), transporte por cintas y vertido mediante

apiladora. En la mina de As Pontes se emplearon 5 rotopalas, 31 kilómetros de cintas y 3 apiladoras. El complejo minero-eléctrico de As Pontes cuenta, además, con un depósito de lodos y una planta de tratamiento de efluentes líquidos de uso compartido entre la central térmica y la mina.

Para realizar la explotación fue necesario encauzar el río Carracedo (en cuya cuenca hidrológica están situadas la mina y escombrera) y desviar los cauces de los ríos Tuiverde, Fuente e Illade y de los arroyos Meidelo, Chao y Uz hacia el río Eume, mediante una serie de canales en túnel y pozos verticales, que desembocan dentro del núcleo urbano de As Pontes de García Rodríguez.

A lo largo de los treinta años de explotación se extrajeron 261,3 millones de toneladas de lignito, conformando una corta con una extensión de 11,8 km<sup>2</sup>, una longitud de 6,2 km, con anchuras máximas de 2,9 km en los bordes y 1,5 km en el centro, y una profundidad máxima de 288 metros. El hueco final se configuró en dos campos de explotación, Campo Oeste y Campo Este, con 288 metros y 235 metros de profundidad respectivamente, y una zona de explotación intermedia conocida como umbral.

El ratio de explotación fue de 2,67 metros cúbicos de estéril por tonelada de carbón extraída, lo que dio lugar a la creación de una escombrera exterior, situada en el borde sudoeste de la corta, que almacena 720 millones de metros cúbicos de estériles y ocupa una extensión de más de mil hectáreas. La construcción de esta escombrera se terminó en el año 2002. El laboreo de la explotación permitió en el año 1999 iniciar una escombrera interior, situada en el Campo Este, que alberga 93 millones de metros cúbicos de estériles dentro de la corta.

#### **4.2.2.1. RECUPERACIÓN DE LA CORTA MINERA: CREACIÓN DE UN LAGO ARTIFICIAL**

Concluida la extracción del mineral, en enero de 2008 se inició la recuperación ambiental del hueco final de mina, que se está llevando a cabo mediante la formación de un lago artificial por inundación de la corta y la reposición del sistema hídrico existente antes del comienzo de la explotación. Esta recuperación tiene la finalidad de crear un ecosistema

acuático autosostenible, con características equiparables a las del entorno natural, en el que se integra, y compatible con cualquier uso que se le pueda asignar en el futuro, uso aún sin determinar pero en estudio. El lago, concluido su llenado en 2012, tiene una superficie de lámina de agua de 865 ha, un perímetro de 17,8 km, una profundidad máxima de 206 metros y un volumen de almacenamiento de 547 millones de metros cúbicos. En él descargan la cuenca de la escombrera exterior y los cursos fluviales naturales que se derivaron al comienzo de la explotación: los ríos Maciñeira e Illade y los arroyos Meidelo, Uz y Chao.

Para el llenado del hueco fue necesario construir distintas obras hidráulicas proyectadas para garantizar una captación de  $123 \text{ hm}^3/\text{año}$ . Las obras principales consistieron en una estructura de toma y un canal para derivar las aguas desde el Azud de la Central Térmica en el río Eume hasta el fondo del Campo Este (denominado canal este), y un canal para incorporar al llenado las aguas recogidas por los canales perimetrales de mina y escombrera (canal oeste), que antes se dirigían a la planta de tratamiento de aguas para su depuración.

El canal este se construyó revestido en su mayor parte de hormigón, con una longitud de 5.700 metros y una pendiente media del 3,45% para salvar un desnivel de 196,50 metros. Constó de siete tramos de pendientes comprendidas entre el 0,23% y el 16,46% y sección trapezoidal, variable en función de la pendiente de cada tramo y las características de revestimiento. Se diseñó para transportar un caudal máximo de  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  con el fin de aprovechar las frecuentes crecidas que sufre el río Eume en los periodos húmedos. El canal oeste, que incorpora las aguas de la cuenca de escombrera, se diseñó con capacidad para transportar  $30 \text{ m}^3/\text{s}$ , con una longitud de 685 metros, desembocando en el Campo Oeste. En la Figura 41 se presenta el sistema de llenado construido (Rivas, 2004; Menéndez *et al.*, 2009).



**Figura 41.** Sistema de llenado del lago minero de As Pontes (Menéndez et al., 2009).

La creación de la cuenca de almacenamiento ha supuesto también la construcción de la infraestructura necesaria para descarga y desagüe del lago. El desagüe se lleva a cabo por el rebose del agua hacia el río Eume a través de un tramo del cauce, que estaba seco, del río Carracedo que, como ya señalamos anteriormente, previamente al inicio de la explotación drenaba todo el área afectada por la explotación. La capacidad de descarga está regulada por la variación de la altura de agua en el lago, que se ha estimado que sea inferior a dos metros. La conexión de la descarga se ha proyectado con sección trapezoidal, como una prolongación del lago, situándose el punto de rebose a la cota 332, que es la que tiene el río en el punto de conexión. El rebosadero se ha proyectado de forma que favorezca la laminación de las avenidas dentro de la cuenca de captación, con el objeto de mejorar el funcionamiento hídrico del río Eume al atenuar las puntas de caudal durante los episodios de precipitaciones extraordinarias.





**Figura 42.** Descarga del río Illade en el lago minero de As Pontes.

Una vez formado el lago, se ha repuesto el sistema hidrológico existente antes del inicio de la explotación, derivando hacia él los cauces hídricos de los ríos Manciñeira, Illade y de los arroyos Meidelo, Uz, y Chao, desviados como consecuencia de la explotación, hacia el río Eume. Las infraestructuras hidráulicas para la descarga de estos cauces se proyectaron integrando su geometría y apariencia en el entorno natural, incluyendo elementos que permiten a la fauna piscícola remontar dichas estructuras.

En la Tabla 27 se sintetizan las características de cada una de estas infraestructuras, mostrándose la construída para la descarga del río Illade en la Figura 42. El sistema hidrológico final del lago de As Pontes se ilustra en la Figura 43.

| DESCARGA                                       | OBRAS HIDRÁULICAS   | CAUDAL MÁXIMO PREVISTO (m <sup>3</sup> /s) |
|--|---|--|
| <b>Illade</b>                                  | Construcción de pequeña presa de encauzamiento en la que se ubica un aliviadero y una serie de cuencos y rápidos de amortiguación para conducir los caudales del río hasta el nivel de agua del lago. | 164,78                                     |
| <b>Meidelo y cuencas próximas</b>              | Construcción de un azud como aliviadero y una serie de rápidas y cuencas de amortiguación para que los caudales drenados hasta el cauce del río sean conducidos a nivel del agua del lago.            | 103,17                                     |
| <b>Canal sur de escombrera y río Peleteiro</b> | Desvío del río para incorporarlo al canal por una prolongación de éste, aprovechando un cambio de dirección del cauce. Incorpora las aguas de los arroyos Penedo, Vega, Las Pandas y Laurentin.       | 163,51                                     |
| <b>Manciñeira</b>                              | Se encauza el río para hacer coincidir su cauce con el del canal de llenado.  | 135,79                                     |
| <b>Canal norte de escombrera</b>               | Se continuó el canal existente, cambiando su dirección 45º para su incorporación al lago final. Recoge las aguas de los arroyos Val, Capilla, Seijo, Braña, Gorgode y Castiñeira.                     | 157,20                                     |

**Tabla 27.** Características de las infraestructuras hidráulicas para la descarga de diversos cauces al lago de As Pontes (Rivas, 2004).

Con las aportaciones de estos cauces se pretende garantizar la permanente renovación anual de las aguas de la masa en toda su superficie y en sus 12 metros más superficiales y con ello la supervivencia de la fauna y flora que colonicen la masa de agua (Menéndez *et al.*, 2009).

Debido a que el lago se sitúa en una zona de fuertes vientos, se ha estimado que se pueden llegar a producir olas de entre 0,6 y 2 metros. Para disipar la energía de las olas y evitar la erosión de las zonas emergentes por la acción del oleaje, se han diseñado protecciones para la ribera del lago. Se seleccionaron dos tipos de protecciones, teniendo en cuenta el oleaje, la geología de los materiales a proteger y la geometría de los taludes existentes: la construcción de una playa y la colocación de mantos de escollera.

La construcción de la playa se ha previsto en la zona más próxima al núcleo urbano de As Pontes, con el fin de proteger la superficie emergente de la escombrera interior, para evitar la erosión de los estériles almacenados, y con la previsión de aprovecharla para futuros usos recreativos del lago.

La colocación de muros de escollera, con altura variable a lo largo de los 15 kilómetros del perímetro del lago, se ha seleccionado como la mejor solución constructiva por su

durabilidad e integración paisajística en el entorno, para evitar la erosión de los taludes emergentes y asegurar su estabilidad.



**Figura 43.** Sistema hidrológico final del lago minero de As Pontes (Rivas, 2004).

En el lago hay dos islas, una en el Campo Este, con una superficie de 11.000 m<sup>2</sup>, frente a la zona emergente de la Escombrera Interior, y otra en el Campo Oeste, con una superficie de 80.000 m<sup>2</sup>. La primera se ha configurado como un espacio visitable acondicionando sus riberas para favorecer la colonización por las diferentes especies vegetales y animales típicas de ecosistemas de riberas. La otra será un espacio ornitológico con acceso restringido, protegida frente a las perturbaciones humanas, cuyo objeto será potenciar la colonización del ecosistema del lago mediante el asentamiento adaptado de especies de avifauna y vegetación palustre.

Todas las superficies emergentes, zona de taludes, zona de escombrera interior (67 ha) y zona de islas, han sido acondicionadas y revegetadas. Además, en las bermas de las zonas de afloramiento de pizarras se han construido humedales, cuya superficie abarca 6 ha, como tratamiento pasivo de las aguas de escorrentía para mejorar su calidad antes de su incorporación al lago.

Se construirá, además, una pista de circunvalación de 20 kilómetros alrededor del lago.

#### **4.2.2.2. PROCESO DE LLENADO**

El llenado comenzó el 28 de enero de 2008 y finalizó a principios de 2012, cuando la lámina de agua alcanzó el nivel de desagüe natural a la cota 332 metros sobre el nivel del mar. Endesa Generación, S. A., en base al modelo hidroquímico suscrito en agosto de 2003 por la empresa sueca Vattenfall (entidad con experiencia en la creación de lagos mineros en la Lusacia), optó por emplear un proceso de llenado controlado y rápido (duración de 4 años) con el objeto de alcanzar una buena calidad de la masa de agua al final del proceso constructivo del lago, evitando su acidificación. El modelo hidroquímico de Vattenfall, de mezcla completa, combina balances hídricos, flujos másicos y modelización hidrogeoquímica. Con el balance hídrico se calculó la variación temporal del volumen almacenado en función de los distintos caudales de entrada y de salida (aguas subterráneas procedentes del terreno y la escombrera, aguas superficiales de llenado, precipitación, evapotranspiración, etc.). Con los modelos de balances de cargas se relacionaron los caudales ya calculados con las cargas medidas, de forma que se obtuvieron flujos de carga. Se consideraron los flujos de masa de entrada y de salida y las reacciones químicas de disolución y precipitación en aguas y sedimentos. Se utilizó la modelización hidrogeoquímica para simular el efecto de la mezcla de los distintos tipos de agua y las modificaciones que provoca en el entorno, utilizando una aproximación termodinámica para las reacciones químicas consideradas en el modelo. Se utilizó el código PHREEQC. El esquema adoptado por Vattenfall supone mezcla conservativa para  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{Cl}^-$ . Las especies  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  y  $\text{Mn}^{2+}$  así como el pH se consideran como no conservativas. Samper *et al.* (2005) propusieron un modelo de flujo y calidad química termo-hidrodinámico de lago estratificado con código DYRESM. Delgado *et al.* (2011a) hicieron un modelo de calidad hidroquímica más exhaustivo y práctico donde se analizaba la influencia del vertido de las aguas de escombrera sobre la calidad del agua del lago. Asimismo, Juncosa *et al.* (2009), previamente, hicieron un estudio sobre la influencia de las aguas subterráneas provenientes de la escombrera exterior sobre el llenado del hueco. En las Tablas 28 y 29 se describen los diferentes escenarios de

llenado considerados para el pronóstico de la calidad del agua del lago por Endesa Generación, S. A..

En este proceso han intervenido una parte del caudal del río Eume (unos 100 hm<sup>3</sup>/año), la escorrentía del propio hueco (20 hm<sup>3</sup>/año) y la escorrentía de la escombrera exterior (27 hm<sup>3</sup>/año). Además de utilizar altas proporciones de aguas naturales y realizar un llenado rápido, se han aplicado otras técnicas preventivas como la adición de hidróxido de calcio a las aguas en los canales de llenado, la construcción de filtros biológicos en las superficies emergentes, el sellado con material arcilloso de las superficies susceptibles de generar acidez y la incorporación al llenado del efluente de la planta de tratamiento de aguas debido a que presenta una alta basicidad (8 hm<sup>3</sup>/año).

| ESCENARIO | SUBCUENCAS DE APORTACIÓN                   | Aporte Anual (hm <sup>3</sup> ) | Tiempo Llenado (meses) |
|-----------|--|---------------------------------|------------------------|
| Opción 1  | Mina+Escombrera+Peleteiro+Norte            | 73,06                           | 88                     |
| Opción 2  | Mina+Escombrera+Peleteiro+Norte+Mancifeira | 93,49                           | 66                     |
| Opción 3a | Idem Opción 2+Eume 0,5 m <sup>3</sup> /s   | 109,25                          | 59                     |
| Opción 3b | Idem Opción 2+Eume 1,0 m <sup>3</sup> /s   | 125,02                          | 51                     |
| Opción 3c | Idem Opción 2+Eume 1,5 m <sup>3</sup> /s   | 140,79                          | 44                     |
| Opción 3d | Idem Opción 2+Eume 2,0 m <sup>3</sup> /s   | 156,56                          | 40                     |
| Opción 3e | Idem Opción 2+Eume 2,5 m <sup>3</sup> /s   | 172,33                          | 38                     |
| Opción 4  | Mina+Escombrera+Peleteiro                  | 45,85                           | 140                    |
| Opción 5  | Mina                                       | 19,46                           | 340                    |

**Tabla 28.** Diferentes escenarios de llenado considerados para el pronóstico de la calidad química del agua del lago minero de As Pontes (Vattenfall, 2003).

| Escenarios | pH  |     | Manganeso (mg/l) |      | Sulfatos (mg/l) |     | Hierro (mg/l) |      | Aluminio (mg/l) |      |
|------------|-----|-----|------------------|------|-----------------|-----|---------------|------|-----------------|------|
| Opción 3a  | 3,4 | 4,8 | 2,31             | 1,40 | 338             | 161 | 2,72          | 0,09 | 2,90            | 0,55 |
| Opción 3b  | 3,5 | 4,9 | 1,64             | 1,23 | 240             | 142 | 1,94          | 0,07 | 2,07            | 0,49 |
| Opción 3c  | 3,6 | 5,0 | 1,27             | 1,11 | 186             | 128 | 1,51          | 0,06 | 1,61            | 0,44 |
| Opción 3d  | 3,7 | 5,1 | 1,04             | 1,00 | 152             | 116 | 1,24          | 0,05 | 1,33            | 0,41 |
| Opción 3e  | 3,8 | 5,1 | 0,88             | 0,89 | 129             | 104 | 1,05          | 0,05 | 1,13            | 0,38 |

**Tabla 29:** Valores de pH y concentraciones de manganeso, sulfatos, hierro y aluminio al comienzo (cifras negras) y a la finalización (cifras azules) del periodo de llenado para los escenarios de la opción 3 (Vattenfall, 2003).

En el año 2009 coexistieron como cuerpos de agua independientes el Campo Este y el Campo Oeste. El agua almacenada en el Campo Este durante ese primer año de llenado procedió de la escombrera exterior y de las aguas captadas del Eume, que constituyeron dos tercios del volumen de llenado de esa anualidad. Su captación se interrumpió durante

los meses de verano. El Campo Oeste se llenó con las aguas de rebose del Campo Este, las aguas de escorrentía de la escombrera exterior y las aguas de escorrentía de su propia área de captación. La unión superficial de las aguas de ambos campos se produjo a últimos de noviembre de 2009. A finales de 2010 las aguas captadas del Eume constituían la mitad de las aguas embalsadas en el lago. Durante esa anualidad se embalsaron 197 hm<sup>3</sup>. A principios de 2012 se completó el llenado, alcanzándose la cota de rebose del lago.

#### **4.2.2.3. CARACTERÍSTICAS DEL LAGO. SEGUIMIENTO Y CONTROL**

El proceso de llenado se ha sometido a controles de seguimiento orientados a conocer la evolución de la estratificación y del estado trófico del lago.

La evolución de la estratificación se controla a través de perfiles en profundidad de los parámetros hidrodinámicos e hidroquímicos obtenidos empleando una sonda multiparamétrica YSI 6600/V2 y caracterizando químicamente la columna de agua mediante análisis de cinco muestras de agua recogidas a distinta profundidad. Se miden temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto. Para determinar el estado trófico se ha utilizado el índice de Carlson. Los puntos de muestreo se han situado en las zonas más profundas de cada cubeta del lago (Campo Este y Campo Oeste).

Los datos obtenidos mediante los perfiles en profundidad muestran la formación de una termoclina en ambas zonas y una quimioclina claramente delimitada en la Cubeta Oeste. Estas fronteras, térmica y química, se comportan de manera diferente, desapareciendo la primera en el periodo invierno-primavera y manteniéndose la segunda. Se puede resumir que la Cubeta Este presenta un comportamiento de tipo monomíctico, mientras que la Cubeta Oeste ha evolucionado hacia un lago meromíctico, con una clara división entre el mixolimnion y el monimolimnion, en cuyos últimos 100 metros de profundidad se han detectado valores elevados de concentración de metales, alta conductividad y ausencia de oxígeno.

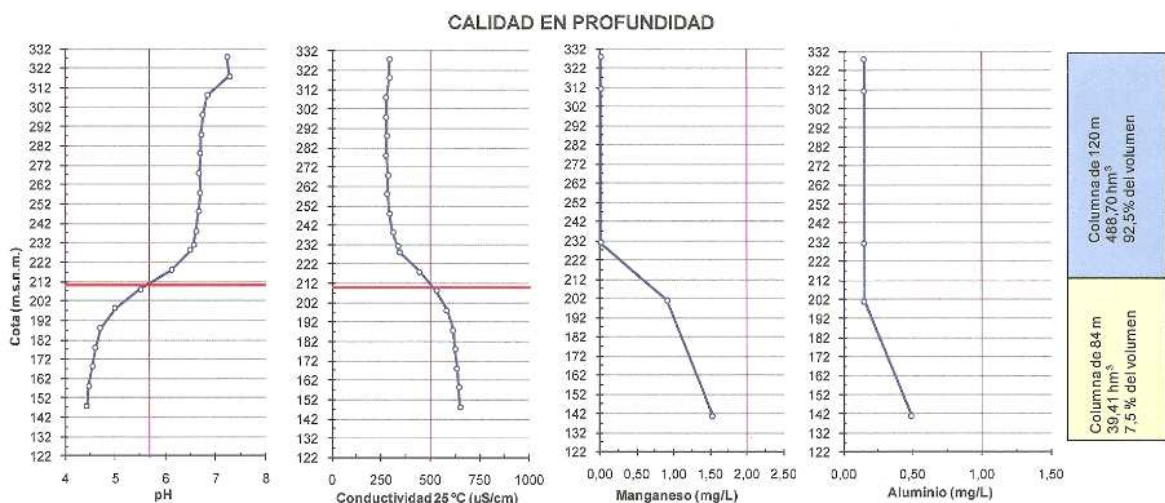
Una de las características más destacables sobre la evolución del llenado del lago ha sido la mejoría química de las aguas almacenadas una vez alcanzada, en noviembre del 2009, la cota que independizaba superficialmente el Lago Este del Lago Oeste. Esta mejoría

viene condicionada por el importante volumen de agua almacenada y está vinculada a fenómenos de mezcla y homogenización *capa a capa* a lo largo de toda la masa del lago. En superficie se ha estabilizado el valor de pH= 7, con el consiguiente descenso de concentración de sulfatos, conductividad eléctrica, manganeso y amonio total. Entre los 80 y 100 metros de profundidad el pH se sitúa en torno a 6. Los valores de oxígeno registrados a lo largo de los perfiles muestran aguas saturadas o semisaturadas a lo largo del año. Por debajo de 30 metros la temperatura del agua se mantiene constante a 9°C. La calidad del agua en superficie y profundidad del lago a finales de diciembre de 2011, para los parámetros pH, aluminio, hierro disuelto, manganeso y sulfatos, se muestra en la Tabla 30.

| CALIDAD DEL AGUA EN SUPERFICIE Y PROFUNDIDAD |                          |       |       |       |       |       |                                 |
|--|--------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|---------------------------------|
| Profundidad (m)                              | Superficie (cota 329,70) | -25   | -50   | -75   | -100  | -125  | Valor Límite (Aguas de Galicia) |
| <b>pH</b> (Udes. pH)                         | 7,16                     | 6,80  | 6,70  | 6,69  | 6,51  | 5,51  | 5,7-9,0                         |
| <b>Aluminio</b> (mg/l)                       | <0,30                    | <0,30 | <0,30 | <0,30 | <0,30 | <0,30 | 1                               |
| <b>Fe disuelto</b> (mg/l)                    | <0,20                    | <0,20 | <0,20 | <0,20 | <0,20 | <0,20 | 1                               |
| <b>Manganeso</b> (mg/l)                      | 0,03                     | <0,20 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | 0,91  | 2                               |
| <b>Sulfatos</b> (mg/l)                       | 87                       | 95    | 98    | 101   | 105   | 233   | 250                             |

**Tabla 30.** Calidad del agua en superficie y profundidad del lago minero de As Pontes a 23 de diciembre de 2011 (ENDESA, 2012).

En la Figura 44 se representan las curvas de variación en profundidad del pH, la conductividad, manganeso y aluminio en la misma fecha.



**Figura 44.** Calidad del agua en profundidad del lago minero de As Pontes a 23 de diciembre de 2011 (ENDESA, 2012).

Los índices tróficos obtenidos indican un lago oligotrófico con reducidas concentraciones de nutrientes y características propias de aguas oligotróficas como baja productividad y baja concentración de fósforo, así como reducidas concentraciones de nutrientes. Los estudios de fitoplancton realizados muestran una continuidad en el desarrollo inicial de la producción primaria de nutrientes con la aparición y desarrollo de especies típicas de medios lacustres. Se han identificado diferentes grupos de taxones, dominando diatomeas y algas verdes. Destaca el desarrollo de especies típicas de medios lacustres, como son algunas diatomeas coloniales: *Asterionella* sp., *Aulacoseira* sp., *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria* sp., crisofíceas como *Dinobryon sociale*. y algas verdes como colonias de *Clorococcales* y *Chlorosarcinales*, *Staurastrum tohopekalihense* y *Staurastrum* sp.. En la Figura 45 se muestra la foto aérea del lago de As Pontes a finales de diciembre de 2011.



**Figura 45.** Foto aérea del lago As Pontes, diciembre de 2011 (ENDESA, 2012).



#### **4.3. LOS HUMEDALES MINEROS DE LAS ARENERAS DE A LIMIA: LA RECUPERACIÓN DE UN HÁBITAT NATURAL PERDIDO**

En la comarca de A Limia, en los municipios de Sandiás y Vilar de Santos, en el centro de la provincia de Ourense, sobre un área de 500 hectáreas, se concentran varias explotaciones a cielo abierto (tal como se puede apreciar en la Figura 46) que aprovechan un depósito arenoso que, hasta una profundidad de unos 30 metros, contiene arenas arcósicas (Villarino *et al.*, 2002). Estos depósitos cuaternarios están constituidos por arenas de grano fino (el 95% tiene un tamaño comprendido entre los 0,07 y 4 mm) y naturaleza fundamentalmente cuarcítica.

El aprovechamiento de arena a gran escala se inició a finales de los ochenta del pasado siglo, aunque las primeras areneras datan de 1972. La explotación se lleva a cabo a cielo abierto por bancos de 4 a 6 metros empleando retroexcavadoras, palas y dragalinas. La extracción se realiza por debajo del nivel freático, en el entorno de los 15 metros de profundidad, lo que da lugar a la inundación de los huecos de explotación. El material es tratado en las plantas que hay a pie de cantera, donde se procede a un lavado y clasificación para obtener tamaños de 0-3 y 3-8 mm. La producción se vende a empresas constructoras y fabricantes de hormigón.



**Figura 46.** Vista aérea de explotaciones de arena de A Limia.

El fondo del valle de A Limia, donde se encuentran las explotaciones, se sitúa entre los 610 y 650 metros sobre el nivel del mar y está enmarcado por montañas con cotas máximas entre 850 y 1000 metros. El clima es mediterráneo subhúmedo de tendencia centroeuropeo (Carballeira *et al.*, 1983) y, según los datos de la estación meteorológica de Xinzo de Limia, la precipitación anual es de 757 mm y la temperatura media de 11 °C (Martínez *et al.*, 1999).

En esta zona se ubicaba la desaparecida Laguna de Antela, que ocupaba 37 km<sup>2</sup> según el mapa del Instituto Geográfico y Catastral de 1943 y 42 km<sup>2</sup> (7 kilómetros de largo y 6 kilómetros de ancho) según otros autores, como por ejemplo Pérez (1997), quien también señala que además los terrenos circundantes se encharcaban periódicamente, dependiendo de la época del año. La depresión de la laguna de Antela es de origen tectónico, habiéndose formado durante el Terciario. Por su situación entre las dos regiones biogeográficas de la Península Ibérica (Eurosiberana y Mediterránea) y por sus dimensiones, constituía el ecosistema de agua dulce más importante de Galicia y uno de los humedales de mayor extensión de la Península Ibérica, con una gran riqueza biológica. Teniendo en cuenta las características de la depresión limiana (semiendorreica), las del marco montañoso de Antela (granítico) y las de la propia laguna (profundidad de 1 a 3 m), junto con los análisis que realizaron, Villarino *et al.* (2002) deducen que *"la Laguna de Antela era una masa de agua dulce, poco estratificada, de pH ligeramente ácido y con escasa concentración de sales minerales disueltas. Estas suposiciones están avaladas también por indicadores biológicos, como la presencia sólo ocasional de *Phoenicopterus ruber* y *Recurvirostra avosetta*, aves características de aguas salobres (Cramps y Simmons, 1977, 1983), y la abundancia de *Lepidurus apus*, crustáceo branquiópodo propio de áreas con niveles medios de sulfatos y bajos de cloruros (Margalef, 1982, 1983)"*.

En Antela existía una gran variedad de hábitats acuáticos (González y Villarino, 2001, 2003): aguas libres de poca profundidad (2-5 m), permanentes o estacionales, aguas con vegetación acuática flotante (nenúfares, *Nymphaea* e *Nuphar*; *Potamogeton*; *Ranunculus*), grandes masas de macrófitas acuáticas emergentes (*Carex*; *Cyperus*; juncos, *Juncus*; carrizos, *Phragmites*; castañuelas, *Scirpus*; *Sparganium*; espadañas, *Typha*), vegas inundables con vegetación de herbáceas o matorral ralo y pastoreadas

fuera del período de crecidas, ripisilvas (alisos, *Alnus*; abedules, *Betula*; fresnos, *Fraxinus*; chopos, *Populus*; sauces, *Salix*; olmos, *Ulmus*), orillas limosas y bancos de arena. Según estos mismos autores, Antela estaba rodeada por un paisaje agrario constituido por un mosaico de tierras cultivadas y pastizales con setos arbolados (arces, *Acer*; alisos, *Alnus*; abedules, *Betula*; castaños, *Castanea*; avelanos, *Corylus*; sanguíños, *Frangula*; fresnos, *Fraxinus*; acebos, *Ilex*; chopos, *Populus*; robles, *Quercus*; sauces, *Salix*; olmos, *Ulmus*) y arboledas dispersas (robleales, castañosales). Los aportes hídricos de la laguna de Antela procedían de las lluvias y de unos pocos arroyos de corto recorrido y escaso caudal, procedentes de las montañas circundantes y que desaparecían gradualmente en la estación seca; también, según Madoz (1847), "*de las aguas que nacen en su fondo*" y según Dantín (1942) "*de las resurgencias de fondo, testimonio de sus fallas*". El desagüe de la laguna se hacía por un emisario de unos 7 km de longitud conocido como río de Antela y tributario del río Limia, que es el más importante de la comarca.

La laguna fue desecada en la década de los 1950 para ganar tierras al cultivo de patata. Los trabajos de desecación comenzaron en setiembre de 1958 y terminaron a principios de los 70 (Fernández *et al.*, 2011a).

Los daños ecológicos causados por la desecación de la laguna se tratan de paliar mediante la recuperación de las areneras agotadas. Con esta finalidad, en 1993 se aprobaron la Declaración Ambiental Marco y el Plan Director de restauración para las explotaciones mineras a cielo abierto en la laguna de Antela, que establecía aspectos de planificación y gestión ambiental para las diez explotaciones existentes en aquel momento y también para las futuras. En 2001 se aprobó una nueva Declaración Ambiental Marco y un Plan Director de Restauración, de obligado cumplimiento para todas las actuaciones mineras a cielo abierto en la antigua laguna de Antela y su zona de influencia. Esta resolución establece, básicamente, las siguientes medidas correctivas, orientadas a la creación de un hábitat para aves acuáticas invernantes (limícolas y anátidas):

- La profundidad máxima de explotación permitida se fija en 15 metros.

- La prohibición de que un mismo titular extraiga arena en más de dos zonas simultáneamente y de no poder iniciar una tercera hasta que no se haya certificado la restauración de una de ellas.
- La obligación de dejar zonas de servidumbre de 4 metros y la responsabilidad de los titulares sobre ellas durante cinco años desde la constatación por el órgano ambiental de la restauración ambiental de la poza correspondiente.
- La obligación de crear islas, naturales o artificiales, cuando la superficie del lago sea superior a 5.000 m<sup>2</sup>, con una superficie del 2% de la del lago creado.
- La obligación de disponer de pantallas vegetales constituidas con especies de crecimiento rápido presentes en la zona, y la adecuación de las estructuras externas de las naves a la tipología del lugar.
- La obligación de restaurar inmediatamente las zonas en las que se hayan finalizado las labores de extracción, aunque en el resto de la poza se continúe.

Establece, además, para las explotaciones sin actividad, que si el titular, obligado a restaurar el espacio afectado, optase por que fuese la administración la que ejecute el plan de restauración, estos espacios podrán pasar a ser gestionados por la Dirección Xeral de Montes y Medio Ambiente Natural.

A finales de 2009 la lámina de agua en las areneras era de 218 hectáreas. Las charcas de las areneras ocupan hoy en día una superficie que supone un 6% de la que tenía la desecada laguna de Antela. Los trabajos de recuperación realizados desde 2001 han acelerado la instauración de la vegetación en los márgenes de las areneras, aumentando las zonas de refugio y favoreciendo la existencia de alimento para las aves acuáticas invernantes (Sevilla *et al.*, 2008). Los taludes de las charcas en las que ha cesado la actividad extractiva están colonizados por sauces (*salix atrocinerea*), rétamas (*Cytisus stratus*) y alguna vegetación hidrófila, tal como se puede apreciar en la Figura 47 que ilustra la recuperación de una arenera en A Limia. En zonas de taludes suavizados, las charcas están rodeadas por una estrecha orla de vegetación hidrófila emergente,

constituída principalmente por carrizo (*Phragmites australis*), éneas (*Typha latifolia*) y juncos (*Juncus conglomeratus* y *J. Effusus*).



**Figura 47.** Recuperación de una arenera en A Limia.

En un estudio realizado a partir de observaciones sobre las aves realizadas en A Limia desde abril de 1975 (Villarino *et al.*, 2002), se ha podido conocer que en los años 2000-2001 la población de anátidas invernantes (ánade real, cerceta, pato cuchara y silbón) era superior a las registradas en los formularios oficiales de la Red Natura 2000 elaborados por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente para las zonas de especial protección para las aves (ZEPA, Directiva<sup>(1)</sup> 79/409/CEE) y Lugares de Interés Comunitario (LIC, Directiva<sup>(2)</sup> 92/43/CEE) de Galicia, todos ellos con una superficie notablemente superior al que ocupa el conjunto de charcas de las areneras. Los factores clave para que las aves anátidas elijan un sistema acuático como lugar de invernada son el alimento y la seguridad (Andrews y Kinsman, 1990). Ello pone de manifiesto la importancia de las areneras como lugar de invernada.

---

(1) Disponible en [http://www.magrama.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/programas-ue/dir\\_79-409\\_tcm7-9640.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/programas-ue/dir_79-409_tcm7-9640.pdf)

(2) Disponible en [http://www.magrama.gob.es/es/organismo-autonomo-parques-nacionales-oapn/publicaciones/ecologia\\_12\\_01\\_tcm7-46241.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/organismo-autonomo-parques-nacionales-oapn/publicaciones/ecologia_12_01_tcm7-46241.pdf)

La recuperación ambiental tras el cese de la actividad en el caso de las areneras de A Limia se ha orientado a la conservación de la naturaleza como uso primordial de los terrenos, suponiendo, en gran medida, la restauración del uso primitivo de la laguna de Antela. La recuperación de las areneras, al generar un biotopo similar al desaparecido, constituye una oportunidad única para el restablecimiento del ecosistema original del humedal de Antela (Lagos *et al.*, 2009). La rica población de aves es un indicador de que el hábitat creado, en el que coexisten cortas en explotación y cortas recuperadas, es valioso para la conservación de las especies. No se deben olvidar, no obstante, otros potenciales usos de los reservorios de agua creados, compatibles con éste, necesarios para la zona y aun no explotados.

#### **4.4. EL SISTEMA LAGUNAR DE UNA MINA DE CUARZO: LUGAR RED NATURA 2000**

Por su propia naturaleza, la extracción de minerales tiene, inevitablemente, un impacto sobre el suelo en el que se realiza lo que, a veces, puede provocar una notable perturbación del ecosistema y dar lugar a la pérdida o deterioro de valiosos hábitats naturales. Pero no hay que obviar que, en otras múltiples ocasiones, la actividad minera ha contribuido a generar y/o desarrollar hábitats y especies que, incluso, son objeto de protección como lugar Red Natura 2000. Un ejemplo representativo de este último caso es la mina de cuarzo a cielo abierto "Villalba I" nº 5511 que, en la zona de Pacios, en el término municipal de Begonte (Lugo), se viene explotando desde el año 1987. Se trata de un depósito sedimentario de origen cenozoico de gravas y cantos, donde el cuarzo y la cuarcita están muy extendidos. El cuarzo se caracteriza por poseer propiedades adecuadas para su uso en metalúrgia, razón por la que se explota con destino a la industria de ferroaleaciones (ferrosilíceo y silíceo metal), obteniéndose áridos como subproducto que son utilizados para la elaboración de hormigón en la industria de la construcción.

La mina se sitúa en la parte inferior de la cuenca Parga-Ladra-Támoga, en una zona formada, morfológicamente, por un conjunto de superficies de erosión, presentándose en forma de gran depresión con terreno horizontal que, cerca de los ríos, se convierten en zonas de inundación. Los suelos están poco desarrollados y la vegetación es la característica de las llanuras de inundación y llanuras aluviales (distintos tipos de humedales como bosques aluviales o de inundación, bosques cenagosos y lagunas). El sustrato cuaternario está constituido por arcillas, lo que favorece la acumulación del agua en superficie en detrimento de la infiltración. El clima que prevalece en la zona es un clima templado húmedo, con una temperatura anual de 12°C y una precipitación media anual entre 900 mm y 1.350 mm (Juncosa y Delgado, 2010a).

La explotación minera consiste en la excavación de huecos con profundidad variable (en torno a los 12-15 metros), algunos de los cuales están interconectados. El sistema de explotación empleado es el de arranque y carga mediante retroexcavadora y avance en retirada por bancos de 4 metros. El ciclo de producción es estacional, realizándose la

extracción del mineral únicamente en los meses de verano. Durante el periodo en que la explotación se paraliza, cesa el bombeo de agua, lo que propicia la inundación de los huecos en la época invernal.

El plan de restauración, aprobado para esta explotación minera, consiste en la creación de lagunas en los huecos mineros (en las que se facilite la creación de hábitats acordes con los existentes en la zona) y en la revegetación del resto de superficies afectadas. De hecho, como consecuencia de la actividad y rehabilitación aplicada, en alguno de los huecos agotados se ha creado un hábitat diverso, que ha favorecido que en el año 2001 algunos de los terrenos ubicados dentro de la concesión (en los que se sitúa la explotación), fueran incluidos en la propuesta de lugares Red Natura 2001, quedando como definitivos en 2004, dentro de una zona LIC y ZEPNV en el espacio natural PARGA-LADRA-TAMOGA. Alguno de los huecos en explotación se incluye en el inventario de humedales y masas de agua correspondientes a la zona PARGA-LADRA-TAMOGA (definido en el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de este espacio natural). Ello pone de manifiesto como, a pesar del carácter minero de la zona, la creación de los huecos por la actividad extractiva favorece el origen y crecimiento de hábitats lagunares que permiten el desarrollo de una comunidad de fauna y flora de gran valor ecológico.

Juconsa y Delgado (2010a) realizaron un estudio que concluye que la restauración prevista es posible, pues el balance hídrico garantiza un rápido llenado del hueco y el establecimiento de un régimen estacionario con el que se renuevan superficialmente las aguas del mismo y se garantiza la permanencia en él. La previsión de la inundación del hueco y estacionalidad de las aguas están perfectamente sustentada por el régimen termopluviométrico y las características geomorfológicas e hidrogeológicas de la zona. En cuanto a los índices de calidad físico-químicos, biológicos e hidromorfológicos, se entiende que deberán determinarse cuando cese la extracción minera y la masa de agua artificial sea de carácter permanente. Hay que destacar que para que se desarrollen índices biológicos significativos (niveles tróficos y limnológicos) y para que se fomente el desarrollo y crecimiento de una importante fauna y flora en el hueco, es necesario que la permanencia de materia orgánica y elementos químicos adecuados sea prolongada, lo cual es posible en las zonas abandonadas y restauradas, pero no en los huecos activos que se inundan en el periodo estacional de cese de actividad (Figura 48).





**Figura 48.** Cráter de una explotación en Begonte y su restauración (A Coruña).

#### **4.5. LA RESPINA: UNA MINA DE TALCO TRANSFORMADA EN LAGO**

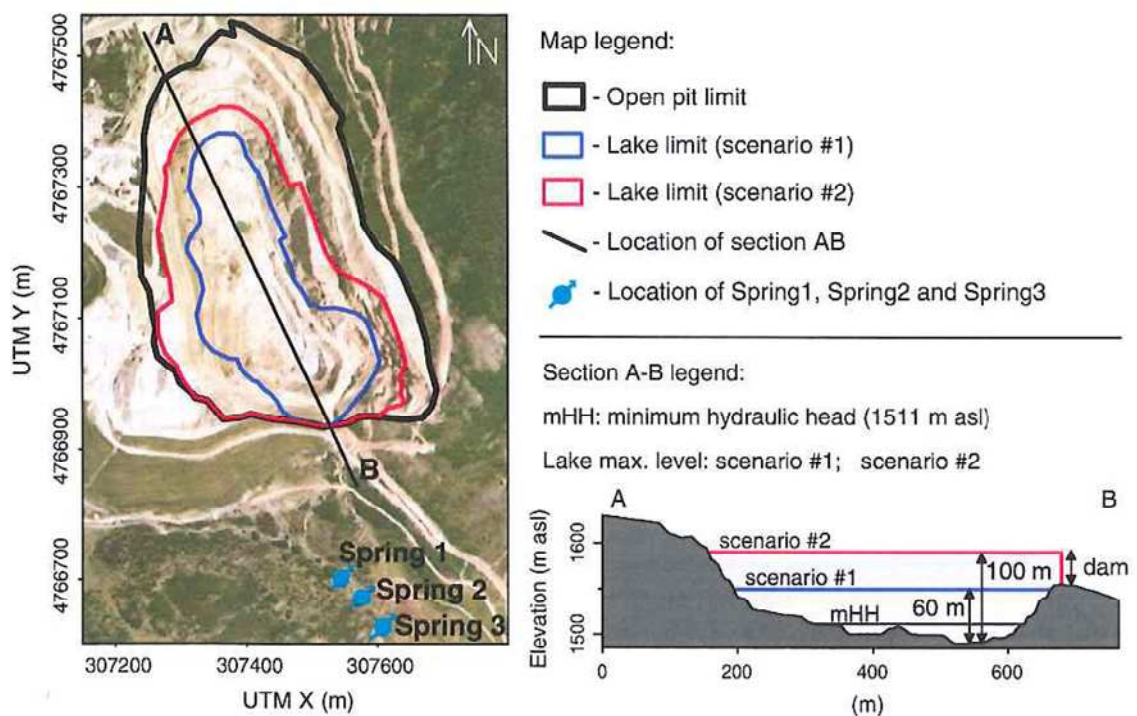
Desde el año 1930 en el noroeste de España se ha venido extrayendo talco en una explotación a cielo abierto, localizada al sur de la cornisa Cantábrica, en la provincia de León. El hueco minero se sitúa en la cabecera de un valle montañoso, el valle La Respina (cuya elevación oscila entre 1.500 y 2.000 m.s.n.m), que pertenece al carbonífero central asturiano. La precipitación media anual de la zona es de 955 mm/año. El mineral aprovechado es una arcilla del carbonífero inferior que fue objeto de dolomitización y transformación subsecuente en talco. El funcionamiento hidrogeológico del área de la explotación es, principalmente, cárstico, con algunas zonas que se comportan como medio poroso, debido a la intensificación local de la fracturación y carstificación de las formaciones de talco.

El hueco abierto tiene 600 metros de largo por 300 metros de ancho y una profundidad máxima de 100 metros. Está interconectado a tres acuíferos situados 200 metros por debajo de la explotación, cuyo régimen de flujo es esencialmente cárstico. El proyecto minero ha afectado a una superficie de 0,783 km<sup>2</sup>, de los cuales 0,192 km<sup>2</sup> corresponden al hueco y 0,410 km<sup>2</sup> a las escombreras. El hueco ha sido drenado hasta el año 2005 para poder continuar profundizando el fondo, momento a partir del cual cesó la actividad y, en consecuencia, el bombeo.

El plan de cierre de la mina ha previsto la creación de un lago artificial en el hueco y la revegetación de las zonas restantes. Para el lago se han considerado dos alternativas de diseño: un escenario con un nivel máximo de llenado de agua de 60 metros sobre el fondo y un segundo escenario con un nivel máximo de llenado de 100 metros sobre el fondo. Este último planteamiento requiere de la construcción de un dique. En la Figura 49 se muestran las dos alternativas propuestas para el lago artificial. Para la selección del diseño final del lago (con o sin dique) se ha requerido de la evaluación de las fuentes de agua de la Respina, del cálculo del tiempo requerido para el llenado y de la predicción del impacto hidrogeológico del futuro lago.

En la evaluación de las fuentes de agua de La Respina se empleó un modelo hidrológico que simula el balance de agua diario en el valle, usando el programa Visual Balance V.1.0. (Samper *et al.*, 1999). Dicho modelo se desarrolló en base a la calibración de

parámetros hidráulicos del suelo edáfico, de la zona no saturada y del acuífero. A partir de dicho modelo se determinaron los flujos de entrada al lago, resultando éstos procedentes, principalmente, de la escorrentía superficial. Los flujos de salida del lago (evaporación e infiltración) se estimaron mediante el método Penman (evaporación a partir de la superficie libre del futuro lago) y un modelo hidrogeológico (infiltración). Bajo las condiciones meteorológicas que prevalecen hoy en día, aparece que la evaporación a partir del futuro lago será muy pequeña en comparación con los flujos de entrada disponibles para el mismo. A partir del modelo hidrológico, se pudo determinar que las fuentes de agua natural disponibles para el llenado del lago procederían, principalmente, de la escorrentía superficial (Sena y Molinero, 2008).



**Figura 49.** Ortofografía aérea de la mina La Respina, en la que se delimita los límites del hueco abierto y del lago (Sena y Molinero, 2009).

El impacto hidrogeológico del lago y el flujo de agua infiltrado a través del fondo se evaluaron empleando un modelo numérico hidrogeológico en 2D de elementos finitos, utilizando las salidas del modelo hidrológico y datos de campo. La estimación del tiempo de llenado se realizó combinando los resultados obtenidos en el modelo hidrológico y en el modelo hidrogeológico en 2D, resultando un tiempo de 6 meses para alcanzar el

máximo nivel de agua en el diseño sin dique y un año y nueve meses para el diseño con dique (Sena y Molinero, 2009).

El diseño seleccionado para el lago tendrá un impacto importante en el paisaje del Valle La Respina y en el régimen de flujo de los dos manantiales que están conectados hidráulicamente al hueco minero. El lago artificial incrementará la cabecera hidráulica en la masa de roca circundante y los flujos de los manantiales incrementarán su flujo de agua natural (1,2 veces en el escenario sin dique y 1,6 veces en el escenario con dique).

#### **4.6. LA MINA DE REOCÍN: UN MODELO AVANZADO DE SOSTENIBILIDAD TRAS EL ABANDONO**

La mina de Reocín, propiedad de Xstrata Zinc (Asturiana de Zinc, S. A.), se localiza en la Comunidad Autónoma de Cantabria (España), a 30 km al sudoeste de la ciudad de Santander, y a 5 km al oeste de la localidad de Torrelavega.

Topográficamente se encuentra enclavada en las últimas estribaciones de la cordillera Cantábrica, muy próxima a la costa, siendo el relieve suave y con cotas que no llegan a los 300 m en las proximidades de la mina. El clima es atlántico suave, con una precipitación anual en torno a los 1.200 mm y una temperatura que rara vez baja de 0°C o sobrepasa los 25°C, siendo la media de 14°C.

El yacimiento de Reocín fue descubierto en el año 1856. Desde entonces, y hasta la fecha de su cierre por agotamiento, en marzo de 2003, ha producido más de 60 millones de toneladas de todo-uno, con unas leyes aproximadas del 8% en zinc y el 1% en plomo. Se han extraído de ella más de 7,3 millones de toneladas de concentrados de zinc y 0,7 millones de toneladas de concentrados de plomo, de notable calidad.

El yacimiento ha sido explotado mediante minería subterránea y a cielo abierto. La minería subterránea se inició en 1909. La explotación se llevó a cabo mediante cámaras y pilares, con banqueo por tiros largos donde el mineral tenía potencia suficiente. Posteriormente, tanto en macizos vírgenes como en zonas de recuperación de pilares de alta ley, la explotación se efectuó mediante corte y relleno, utilizando como tal gravamento.

La cota más baja alcanzada fue la -332,50 m (568 m de profundidad desde la superficie), y hasta la cota +60 m, cota de rebose de la explotación a cielo abierto, y por tanto, la más alta posible para la inundación de la mina, los huecos creados han sido de 13,1 millones de metros cúbicos, de los que parte se encuentran rellenos, dejando un volumen útil o inundable de 9,7 hm<sup>3</sup> (Alonso y Fernández, 2006; Fernández *et al.*, 2009).

La explotación a cielo abierto de Reocín se desarrolló inicialmente en el periodo 1856-1943, se reactivó con carácter intermitente en 1965 y alcanzó su diseño final a partir de

1976. La operación se ha desarrollado sobre las zonas trabajadas por la mina subterránea, recuperando, fundamentalmente, los pilares dejados por la misma, con la que se conecta con el fondo de la explotación.

En la Tabla 31 se presenta el resumen histórico de la mina de Reocín y en la Tabla 32 los volúmenes excavados hasta la cota +60 m.

| <b>RESUMEN HISTÓRICO</b>   |
|--|
| Inicio en 1856. Finalización en 2003.  |
| Producidas > 60 Mt con el 8% de Zn y el 1% de Pb.<br>Mineral geológico 30-40 Mt con el 15-20% de Zn.   |
| Minería subterránea de 1909 a 2003.<br>Dimensiones 3.400 m x 750 m.<br>Cota mínima alcanzada -332,50 m.  |
| Minería a cielo abierto de 1856 a 1943. 1965-1976 a 2003.<br>Dimensiones 1.750 m x 600 m.<br>Cota mínima alcanzada -104 m.<br>Cota final alcanzada -98,30 m. |

**Tabla 31.** Resumen histórico mina de Reocín (Alonso y Fernández, 2006).

A principios de los ochenta, la mina sufrió una gran transformación: se incrementaron las producciones y se cambiaron los métodos de explotación. En la zona este del yacimiento, prácticamente virgen, se empleó el método de banqueo por subniveles y, en la zona oeste, se recuperaron los pilares de sostenimiento del techo, muy ricos, mediante el método de corte y relleno. Desde 1986 la explotación a cielo abierto practicó minería de transferencia. El lavadero también fue ampliado y modernizado, aumentado su capacidad de tratamiento y optimizando la producción de concentrados, cuyas leyes superaron el 60,5% en Zn (Fernández *et al.*, 2009).

| <b>VOLÚMENES EXCAVADOS HASTA LA COTA +60 m</b> |                      |                      |
|--|----------------------|----------------------|
|  | <b>TOTAL</b>         | <b>ÚTIL</b>          |
| <b>Interior</b>                                | 13,1 hm <sup>3</sup> | 9,7 hm <sup>3</sup>  |
| <b>Corta</b>                                   | 43,7 hm <sup>3</sup> | 26,8 hm <sup>3</sup> |

**Tabla 32.** Volúmenes excavados hasta la cota +60 m (Alonso y Fernández, 2006).

La geometría de la corta se aproxima a una elipse de dirección Sudoeste-Nordeste, con ejes de 1.750 x 600 m. La cota mínima alcanzada se sitúa en los -104 m, y hasta la cota +60m, cota de rebose del hueco creado, el volumen generado ha sido de 43,7 hm<sup>3</sup>. No obstante, en los últimos años se ha llevado a cabo minería de transferencia, depositándose en la zona Sudoeste escombros estériles procedentes de la zona Nordeste, por lo que la cota mínima se sitúa ahora en -98,30 m y el volumen máximo útil o inundable, hasta la cota de desborde, es de 26,8 hm<sup>3</sup>.

Como se ha dicho anteriormente, la actividad cesó en marzo de 2003, tras ciento cuarenta y siete años de trabajo ininterrumpido, como consecuencia del agotamiento de las reservas, iniciándose a partir de ese momento las operaciones de inundación y clausura de la mina. Se han llevado a cabo todos los trabajos de rehabilitación considerados necesarios, teniendo en cuenta los requerimientos del Gobierno de Cantabria, de la Confederación Hidrográfica del Cantábrico, del Instituto Geológico y Minero de España y de los ayuntamientos y asociaciones de vecinos donde se encuentran las instalaciones mineras (Fernández *et al.*, 2009).

La superficie afectada por la explotación ocupa una extensión de 336 hectáreas. En la Tabla 33 se detallan las tres zonas de actuación medioambiental en que se distribuyó la superficie afectada y la propuesta de aprovechamiento para cada zona. Esta distribución se llevó a cabo con el fin de agilizar los trabajos de rehabilitación, buscando la licitación separada en función del tipo de actividad predominante a realizar en cada zona.

Una particularidad notoria de la explotación ha sido la existencia de un acuífero localizado en la roca encajante del yacimiento, que ocasionó dificultades durante la vida de la mina (al obligar a desaguar desde los años sesenta del pasado siglo un caudal medio de 1.200 l/s) y durante las operaciones de clausura.

El hueco minero de la explotación a cielo abierto y también las galerías y las cámaras subterráneas que no se rellenaron con estéril durante la explotación se han inundado de forma controlada hasta alcanzar la cota +60 m, lográndose un volumen total embalsado de 36 hm<sup>3</sup>, lo que convierte a este embalse en el segundo de Cantabria después del Pantano del Ebro (Fernández *et al.*, 2009).

| ZONA                | SUPERFICIE (ha) | REHABILITACIÓN XSTRATA                | APROVECHAMIENTO Y GESTIÓN   |
|---------------------|-----------------|---------------------------------------|---|
| Corta               | 102             | Relleno parcial (escombrera interior) | Vertedero de rocas de excavación, autorizado por las Consellería de Industria y Medio Ambiente.   |
|                     |                 | Inundación                            | Embalse para futuros usos industriales y domésticos.  |
| Diques              | 102             | Rehabilitación y clausura             | Parque Urbano de la Viesca: construido sobre una superficie de 16,5 has por el Gobierno de Cantabria. Cuenta con prados, zonas de bosque, carriles para bicicletas, sendas, paseos. |
|                     |                 |                                       | Proyecto de construcción de un campo de golf de 18 hoyos por el Ayuntamiento de Cartes.   |
| Escombrera exterior | 83              | Rehabilitación y clausura             | Parque empresarial BESAYA: Propiedad de la sociedad de capital público Suelo Industrial de Cantabria (SICAN), que los gestiona.   |

**Tabla 33.** Zonas de actuación medioambiental en la mina de Reocín (Fernando et al., 2009).

Durante las primeras etapas de la inundación se ha utilizado una planta depuradora físico química (propiedad de Xstrata), que se muestra en la Figura 50, para verter agua al río Besaya con la calidad requerida por la Confederación Hidrográfica. En la actualidad, se vierte directamente al río, sin aplicar depuración alguna, dado que los niveles de metales en el agua que inunda la corta se encuentran ya por debajo de los establecidos como límites de vertido.



**Figura 50.** Planta depuradora utilizada para tratar el agua de mina de Reocín antes de su vertido al río Besaya (Alonso y Fernández, 2006).



La calidad del agua del lago minero de Reocín ha ido mejorando extraordinariamente a lo largo del tiempo, no sólo por haberse reducido los niveles de metales por debajo de los requeridos como límite de vertido, sino también por la disminución lenta pero constante del contenido de sulfatos. Los fenómenos que intervienen en la evolución de la calidad en la mina subterránea son los mismos que en la corta, si bien en ésta ha intervenido un proceso más, que es la oxidación por contacto con el aire en la gran superficie de la misma. El pH es neutro e, incluso, ligeramente alcalino debido a que el yacimiento se encuentra encajado en una dolomía, carbonato que ha sido capaz de neutralizar la acidificación debida a la disolución de los sulfatos y a la oxidación y precipitación del hierro ferroso disuelto. Esta neutralización tiene una relación directa con la temperatura del agua, dado que la dolomía es un carbonato de reacción muy lenta, habiéndose observado valores de pH más altos en verano que en invierno.

En cuanto al resto del quimismo del agua, son inapreciables los contenidos en cadmio, plomo, cobre, bajos el flúor y los cloruros y discreto el manganeso que, además, ha ido bajando continuamente por dilución con el agua fresca entrante. Asimismo, es buena la evolución de los sulfatos (que están bajando lenta, pero continuamente por dilución), del zinc (que está bajando por dilución y precipitación) y, especialmente, el hierro que está en valores mínimos (por precipitación y dilución). Todo ello permite albergar esperanzas fundadas en la utilización de esta agua para abastecimientos industrial e incluso para abastecimiento doméstico (Alonso y Fernández, 2006; López-Pamo *et al.*, 2008; Fernández *et al.*, 2009).

En la Figura 51 se muestra una panorámica del hueco minero de la mina de Reocín en el año 2006.



**Figura 51.** Panorámica del hueco minero de la mina de Reocín (Alonso y Fernández, 2006).

#### **4.7. LAGOS MINEROS EN EXPLOTACIÓN DE CAOLÍN**

La sociedad CAOLINES DE VIMIANZO, S.A. (CAVISA) extrae y produce caolín en varios derechos mineros ubicados en el sur de la provincia de A Coruña, en el término municipal de Vimianzo (hoja de Camariñas nº 50 del Mapa Geológico del Instituto Geológico y Minero de España). Como consecuencia de su actividad extractiva, se han generado unos huecos de dimensiones distintas, seis de los cuales (cuyas denominaciones de sur a norte son: Vilariño 6, Vilariño 5, Vilariño 1, Vilariño 3, Vilariño 7 y Vilariño 2), una vez agotado el recurso y cesado el laboreo, se han restaurado creando lagos mineros con los márgenes repoblados de diferentes especies arbóreas.

La zona en la que se sitúan estos lagos es bastante montañosa, con una altitud sobre el nivel del mar que oscila entre 260 y 280 m. En la Figura 52 se muestra la ubicación de los lagos, pudiéndose apreciar que se localizan en los puntos altos de una unidad geomorfológica mayor, comprendida entre las cuencas del río Vimianzo y del río Castro, próximos a las divisorias de agua entre ambas cuencas. Los seis lagos suponen una superficie de 14,5 has en total, lo que representa el 2,9% del área de la cuenca del río Cavelo.



**Figura 52.** Vista tridimensional de los lagos mineros de las cortas Vilariños (Juncosa et al., 2008c).

El área está influenciada por la proximidad a la costa (Figura 53), presentando temperaturas medias anuales que oscilan entre los 12 y 18 °C. La pluviometría media anual oscila entre 1.000 y 2.500 mm).



**Figura 53.** Vista tridimensional de la cuenca del río Castro (Juncosa et al., 2008c).

El llenado de los huecos se ha conseguido mediante escorrentía superficial y escorrentía subsuperficial epidérmica, como consecuencia de la alta precipitación que presenta la zona. Los lagos creados están sometidos, por ello, a la variabilidad climática de la zona.

Con posterioridad al llenado y antes de la autorización del abandono definitivo de la actividad extractiva, se evaluó hidrológicamente la zona (para estimar recargas a los acuíferos), e hidroquímicamente el agua almacenada con el objeto de evaluar su calidad

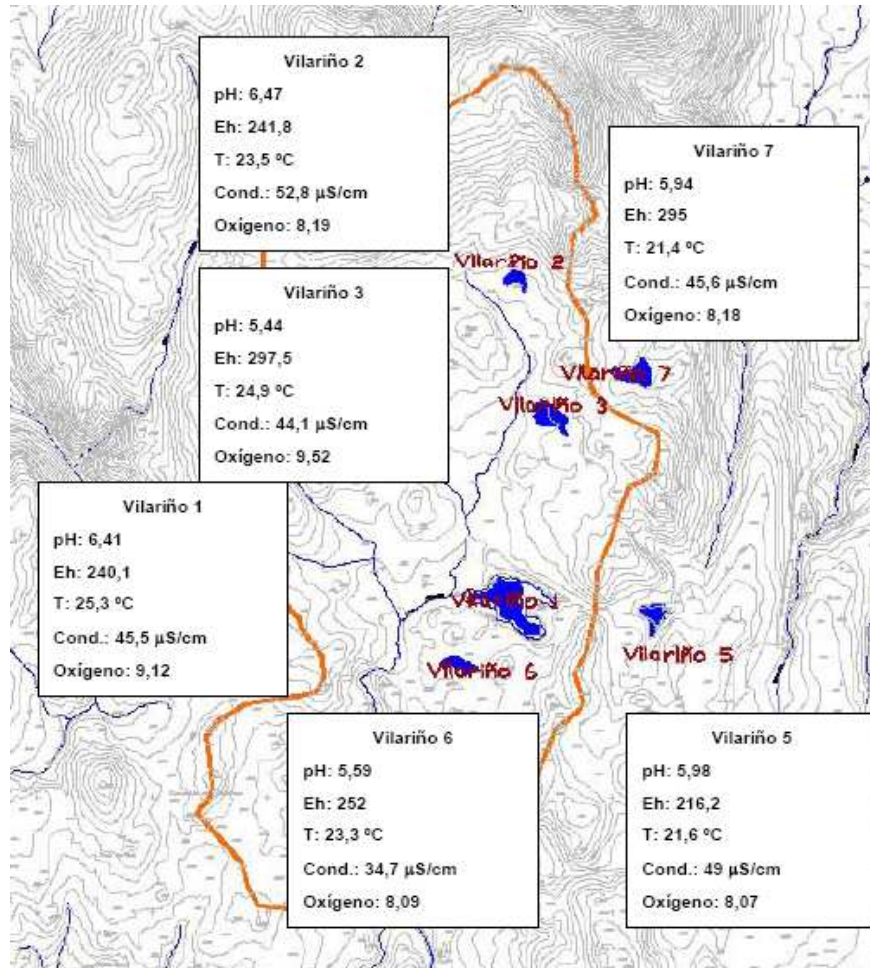
así como su posible influencia en el agua subterránea y en los cursos fluviales (Juncosa *et al.*, 2008c). Para ellos se estimó la infiltración del agua de los lagos en el sustrato y se analizó el agua infiltrada para conocer la vulnerabilidad del sistema.

El estudio hidrológico realiza un análisis profundo, tanto cuantitativo como cualitativo, de las distintas componentes del ciclo hidrológico, aplicando el código Visual Balan V.2.0 desarrollado por el Grupo de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente de la Universidad de A Coruña (Juncosa *et al.*, 2008; Juncosa y Delgado, 2010ab). En el estudio hidroquímico de las aguas embalsadas se ha realizado un análisis físicoquímico completo, determinándose sólidos en suspensión, sólidos disueltos totales (TDS), temperatura, pH, conductividad (en campo y en laboratorio), carbono disuelto total, carbono inorgánico disuelto, carbono orgánico disuelto, así como las concentraciones disueltas totales de Na, Mg, Si, K, Ca, Li, B, Al, Cr, Fe, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Rb, Sr, Mo, Sb, Ba, Hg, Pb, cloruro, bromuro, nitrito, nitrato, sulfato, fluoruro y fosfato, entre otros.

De los resultados obtenidos se puede concluir que las aguas embalsadas son de precipitación, de escorrentía superficial epidérmica, de muy bajas concentraciones en solutos o mineralizaciones muy débiles, es decir, inocuas (Figura 55).



**Figura 54.** Muestra de la integración de la restauración en el paisaje (Juncosa *et al.*, 2008c).



**Figura 55.** Resumen de resultados de los análisis sobre croquis de ubicación de los lagos (Juncosa et al., 2008c).

#### 4.8. LAGO MINERO DE LA CORTA CERVANTES

En el término municipal de Fuente Obejuna (Córdoba), en la cuenca minera del Valle del Guadiato, ENCASUR explotó la mina de carbón Corta Cervantes. La explotación a cielo abierto se inició en el año 1984, desarrollándose en dos huecos próximos, separados por la localidad de El Porvenir de la Industria (Figura 56). En la denominada Corta Este, los trabajos de extracción cesaron en junio de 2003; en la Corta Oeste la extracción acabó unos años después.



**Figura 56.** Situación de las Cortas Mineras, del arroyo La Parrilla y del Río Guadiato (Delgado y Juncosa, 2010).

Geográficamente, la Corta Cervantes se sitúa en la Sierra Morena Central, entre el valle de los Pedroches al Noreste, y la depresión del Guadalquivir al Sur y Sureste. Geológicamente pertenece a la zona Ossa-Morena. Los materiales carboníferos que integran la cuenca del Guadiato están estructurados en bandas longitudinales separadas por cabalgamientos. La estructura general es la de un sinclinal asimétrico y vergente hacia el Norte con el flanco sur verticalizado. La sucesión estratigráfica está constituida

por facies detríticas finas y groseras (lutitas, limolitas, areniscas y conglomerados) formando dos secuencias granocrecientes a muro y techo de la capa mineral Cervantes.

El clima es templado con veranos secos y cálidos, llegándose a alcanzar temperaturas máximas de 42 °C, e inviernos suaves, cuyas temperaturas mínimas pueden llegar a los - 2 °C. El valor medio de las temperaturas máximas es 23 °C y el de las mínimas 11 °C, presentando un valor medio de 17,5 °C. El módulo pluviométrico anual medio es 520 mm, produciéndose heladas frecuentes durante cuatro meses al año en el período frío.

El hueco Este de la mina se encuentra en la confluencia del arroyo "La Parrilla" y del río Guadiato (afluente del Guadalquivir). La subcuenca del arroyo "La Parrilla" tiene una extensión de unos 82,2 km<sup>2</sup> hasta el azud de derivación del canal de guarda de la mina, y forma parte de la cuenca alta del río Guadiato. Aún siendo parte de cabecera de cuenca, la topografía es muy plana, mostrando una curva hipsométrica característica de cuencas de pendientes bajas (curvas descendentes cóncavas). Pendientes suaves y baja vegetación es la característica general que se observa en toda la cuenca, exceptuando la parte Norte cuyas pendientes son más acusadas conforme nos aproximamos a la zona de serranía. Altimétricamente, la subcuenca está situada a una cota media de 520 m.s.n.m. Posee una baja densidad de drenaje, lo que implica bajos caudales, debido a la evapotranspiración elevada que se produce en la zona.

A partir del cese de la actividad minera, la Corta Este se ha ido llenando con los aportes directos de las precipitaciones. El hueco Oeste se ha ido también llenando, pero manteniendo el nivel de la lámina libre de agua por debajo de la del hueco. A pesar de la muy baja permeabilidad del zócalo del vaso, el llenado del hueco Este fue muy lento debido los bajos módulos pluviométricos de la zona, a las elevadas tasas de evaporación que se producen sobre todo en época estival y a las pérdidas existentes por la infiltración y flujo subterráneo de descarga producido del hueco Este al Hueco Oeste a través de las fracturas que presenta el material paleozoico subyacente y a la evaporación. En junio de 2010 el agua ocupaba solamente 0,969 hm<sup>3</sup> de los 14,24 hm<sup>3</sup> de capacidad que dispone el hueco Este a la cota de 510 m.s.n.m, lo que ha llevado a concluir que el hueco nunca se llenaría con los aportes directos de precipitación, precisándose un aporte adicional para conseguir un llenado en menos tiempo a cotas superiores a las que se alcanzarían



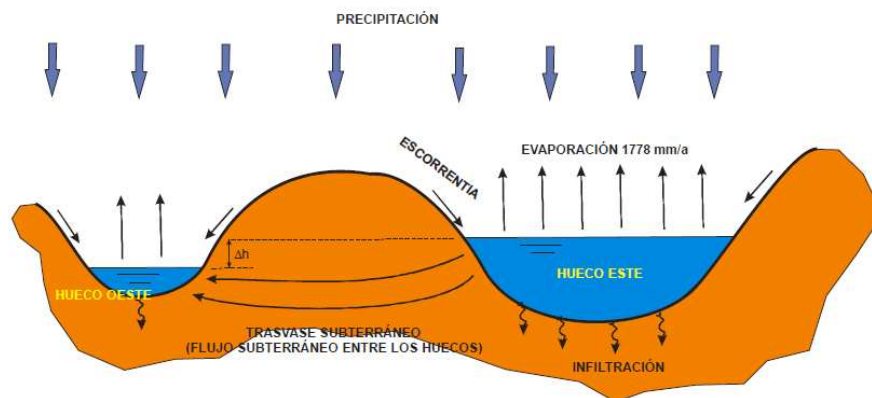
únicamente con los aportes de lluvia directa. Se propuso, para lograr dicho aporte adicional, restituir temporalmente hacia el hueco minero, el cauce original del arroyo La Parrilla, desviado durante la explotación mediante el canal de guarda que bordea la explotación para su descarga en el río Guadiato. Una vez lleno el hueco, para compensar el déficit hídrico que se producirá en época estival, se derivará un caudal suficiente mediante un azud de derivación. En su situación final, el hueco tendrá un volumen embalsado de 14,24 hm<sup>3</sup>, un área superficial A<sub>0</sub>= 85,36 ha, una longitud efectiva L<sub>eff</sub>= 2.394 m, una anchura efectiva B<sub>eff</sub>= 618 m, una profundidad máxima de 60 m y una profundidad relativa de 5,75%.

Para estudiar las posibles afecciones sobre el entorno de la propuesta de llenado del hueco mediante las aportaciones del arroyo La Parrilla, se construyó un modelo hidrogeoquímico (Delgado y Juncosa, 2010) a partir de los aportes y pérdidas estimadas en el modelo hidrológico de la subcuenca del arroyo La Parrilla (Juncosa y Delgado 2010b). En el modelo hidrológico se han estimado las aportaciones diarias, semanales y quincenales susceptibles de derivarse del arroyo La Parrilla hacia el hueco minero Este en un año hidrológico medio, seco y húmedo respectivamente, así como las pérdidas totales producidas en el hueco (evaporación, infiltración y descarga subterránea del hueco Este al Oeste). En la Figura 57 se presentan los resultados de los valores medios de los componentes del modelo.

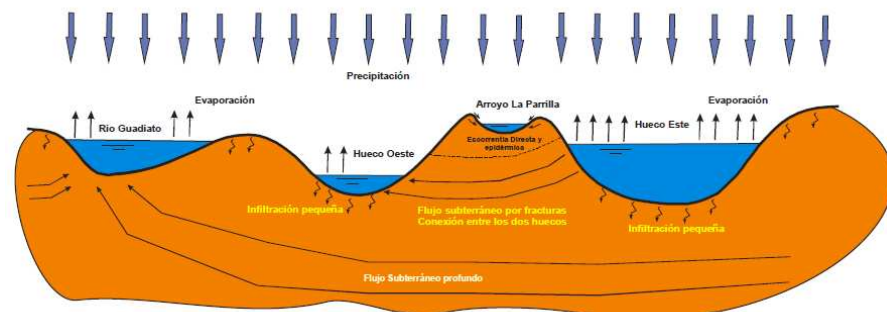


**Figura 57.** Resultados de los valores medios de las componentes del modelo (Juncosa y Delgado, 2010b).

Se han definido dos escenarios de actuación: un modelo original, donde la serie hidrológica aplicada es la obtenida para un año hidrológico medio, y otro escenario, en el que se ha aumentado la retención superficial, debido a la horizontalidad de la subcuenca, disminuyendo las aportaciones del arroyo al hueco. El código utilizado para la definición de los distintos componentes hidrológicos fue VISUALBALAN V2.0 cuya ventaja reside, principalmente, en que los balances son diarios y dispone de muchas leyes y expresiones en la estimación de las distintas componentes hidrológicas. En la Figura 58 se presenta el esquema del balance hídrico en el hueco Este y en la Figura 59 el esquema del funcionamiento global del sistema.

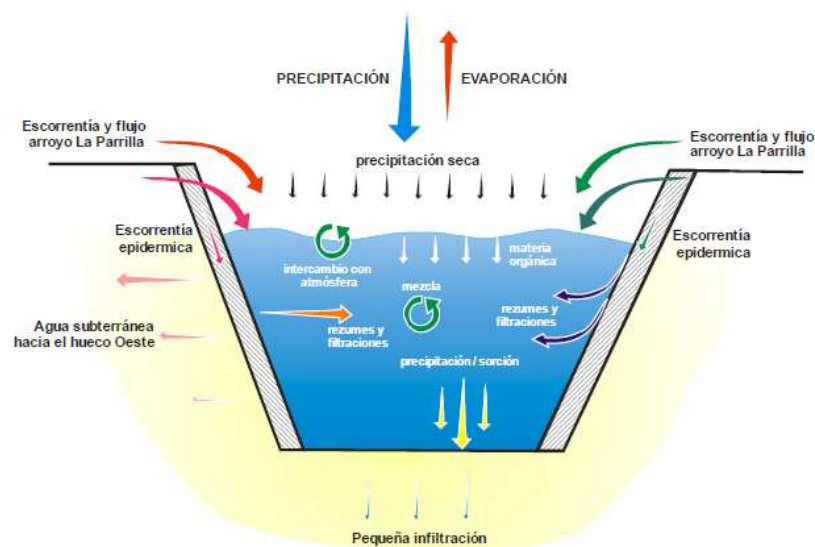


**Figura 58.** Esquema del balance hídrico en el hueco ESTE (Delgado y Juncosa, 2010).



**Figura 59.** Esquema del funcionamiento global del sistema (Delgado y Juncosa, 2010).

En el modelo hidroquímico (Delgado y Juncosa, 2010), se efectúa la simulación predictiva del comportamiento del sistema a partir de las aportaciones estimadas en los dos escenarios definidos y de los procesos geoquímicos más relevantes identificados, valorándose la calidad química del agua del futuro lago que se podrá obtener al final del llenado del hueco, y su posible evolución una vez conseguido el régimen estacionario de flujo en el mismo (post-llenado). Para el desarrollo del modelo se empleó el programa PHREEQC interactive, versión 2.13.2. 1727 (Parkhurst y Appelo, 1999), código general para cálculos geoquímicos con aguas a bajas temperaturas ( $< 100^{\circ}\text{C}$ ), desarrollado en el U. S. Geological Survey. En la Figura 60 se presenta el esquema simplificado de los procesos hidrológicos e hidroquímicos tenidos en cuenta en la modelización de la calidad del futuro lago Cervantes Este. En el estudio se ha considerado mezcla completa a lo largo de todo el volumen del lago y para cada tiempo considerado.



**Figura 60.** Resumen del modelo conceptual de los procesos hidrológicos e hidroquímicos para evaluar la evolución de la calidad química de las aguas del lago (Delgado y Juncosa, 2010).

Delgado y Juncosa (2010) también efectúan una previsión del estado trófico y limnológico a alcanzar por el futuro lago. En su situación final, el lago será oligotrófico, con una profundidad de visibilidad de referencia ( $ST_{ref}$ ) superior a 5,88 m y una alta transparencia Secchi. Los flujos de nutrientes serán limitados, aportados fundamentalmente por las escorrentías directas del arroyo y por las escorrentías superficiales.

Desde el punto de vista químico y del nivel de acidez, será un lago neutro ( $\text{pH} \sim 7$ ), lo cual no es raro en el contexto litológico y geográfico de la zona. En consecuencia, no se tendrán problemas de acidez ni de concentraciones excesivas de metales, ya que con  $\text{pH}$  de 8 los posibles metales (Fe, Mn) precipitan en forma de óxidos, disminuyendo sus concentraciones.

Desde el punto de vista hidroquímico, se ha calculado la profundidad límite monimolimnion-mixolimnion y posición de la quimioclina, que se sitúa a 30,39 m. Ello revela una tendencia al desarrollo de un sistema meromítico endógeno. Térmicamente tendrá una estratificación estable durante el verano en el ámbito de la entremezcla (mixolimnion), correspondiendo 6,51 m al epilimnion y 23,83 m al hipolimnion. El monimolimnion tendrá un espesor máximo de 29,61 m. En la Figura 61 se representa la foto de la Corta Cervantes en septiembre de 2010 (Juncosa y Delgado, 2010).



**Figura 61.** Corta Cervantes en septiembre de 2010 (Juncosa y Delgado, 2010).

## **5. REFLEXIONES**

Según hemos expuesto a lo largo de este capítulo, los lagos mineros se forman en los huecos originados por la excavación de las minas a cielo abierto cuando finalizan las operaciones de extracción de mineral y cesa el bombeo. Estos lagos son similares a los lagos naturales, presentando parecidas propiedades físicas y químicas e iguales procesos y reacciones en su interior, como por ejemplo, la estratificación por temperatura y salinidad. No obstante, del conocimiento adquirido en base al estudio de distintas minas a cielo abierto inundadas, se ha puesto de manifiesto una serie de características comunes que singularizan a los lagos mineros en comparación con los lagos naturales, especialmente en cuanto a su comportamiento, debidas a sus particulares propiedades morfológicas, míticas, hidroquímicas e hidrobiológicas. Por lo general, los lagos mineros presentan mayores profundidades relativas y taludes con pendientes más pronunciadas que los naturales; ésto influye en los procesos de estratificación y mezcla que se pueden producir en la columna de agua y en la limnología del sistema. Normalmente, los lagos mineros, con profundidades relativas superiores al 10%, tienden a ser meromíticos, presentando una estratificación permanente que favorece que el fondo del lago quede excluido de la circulación de la masa de agua. De esta forma, el fondo actuará como almacén perpetuo de sustancias nocivas, mientras que en la zona superficial de la masa lacustre las aguas presentarán buena calidad. La consecuencia inmediata de todo ésto es que el diseño del hueco final de una explotación minera a cielo abierto no debe orientarse exclusivamente a la máxima extracción de recurso mineral con el menor coste, sino también a la creación de una masa de agua artificial que funcione como un ecosistema hídrico.

Sin lugar a duda, un aspecto fundamental a tener en cuenta para garantizar este funcionamiento es la calidad de las aguas del lago minero. En esta calidad y en sus propiedades químicas tiene un papel importante la mineralogía de las rocas de los taludes del hueco. En este capítulo se han detallado, con sus ventajas e inconvenientes, las medidas tecnológicas, físicas, químicas y biológicas que existen, en el estado actual de conocimiento, para mejorar la creación sostenible, la regeneración efectiva y el uso futuro

a largo plazo de estas masas de agua. Estas técnicas tienen como objeto incrementar el valor del pH de las aguas, reducir la concentración metálica y disminuir la concentración de sulfatos mediante procesos reductores. No hay que olvidar, tampoco, la aplicación de otros métodos de prevención alternativos, necesarios para evitar efluentes de mala calidad hacia el lago final, como el cubrir las escombreras y las balsas de lodos con un sustrato vegetal y la desviación de los flujos de agua de las escombreras.

En este capítulo también se ha demostrado que la rehabilitación ordenada, planificada y bien gestionada del hueco minero para su transformación en un lago artificial es fundamental para lograr el éxito de la recuperación pretendida y no crear un foco potencial de contaminación. Los resultados que se obtienen al no aplicar medidas preventivas en la fase de inundación del hueco se han ejemplarizado en los lagos mineros de la Faja Pirítica. Más de veintitrés cortas abandonadas de la minería metálica del cobre en el sudeste peninsular fueron progresivamente inundadas por la entrada de lluvia directa, de corrientes superficiales y de agua subterránea y drenajes mineros procedentes de las galerías vecinas y escombreras de estériles, sin ningún tipo de control, presentando en la actualidad un lago en su interior que constituye un foco de contaminación medioambiental. Las características de esta contaminación se han evidenciado en los lagos de Aznalcóllar, Filón Centro (Tharsis), Herrerías, Cueva de la Mora y Confesionarios. También se ha puesto de manifiesto para el caso de los lagos mineros suecos de Rävildmyran y de Udden, las consecuencias del abandono y los resultados que se pueden obtener con la aplicación de tratamientos de remediación.

Por el contrario, se ha demostrado que una buena planificación y la utilización combinada de varias de las técnicas de gestión descritas en este capítulo permiten crear lagos mineros medioambientalmente aceptables. Es el caso de los lagos mineros de As Pontes, Meirama y de Reocín. Otros, sin embargo, por el propio tipo de mineral extraído y las características de su explotación, permiten obtener ecosistemas hídricos en los huecos inundados sin planificación ni gestión. Es el caso de los sistemas lagunares creados en las areneras de A Limia, en la explotación de cuarzo de Begonte, en la explotación de caolín en Vimianzo y en la corta minera de carbón Cervantes Este.

Por último, queremos resaltar dos aspectos comunes a todos los lagos mineros creados en España y descritos en este capítulo: la tendencia al carácter meromítico de la mayoría de ellos y la falta de definición clara al término de la inundación de un uso futuro de la masa de agua más allá del de recuperación de un espacio natural degradado. Los posibles usos que se les puede dar a estos lagos mineros se muestran en diversos ejemplos de la cuenca lignitífera de la Lusacia, donde se utilizan para regulación de caudales y amortiguación de crecidas, para abastecimiento a poblaciones e industrias, para navegación y para recreo. Es el caso de los lagos Senftenberger, Berzdorfer y Bärwalder; este último lago garantiza la disponibilidad de agua suficiente a la reserva de la biosfera de Sprewald y a la ciudad de Berlín.

Al cierre de este trabajo, en proceso de inundación del hueco hasta 2014, la Administración Hidráulica de la Demarcación Hidrográfica Galicia-Costa (Augas de Galicia) estudia la posibilidad de utilizar el lago minero de Meirama como presa de reserva para dar apoyo al embalse de Cecebre, que abastece de agua potable a la comarca. Este aprovechamiento supondrá la conexión del lago minero, a través de un túnel, con el río Barcés, 1.500 metros aguas abajo. LIMEISA también ha propuesto el lago como núcleo de un parque industrial, comercial y lúdico de un proyecto sectorial de incidencia supramunicipal, presentado ante la Xunta de Galicia en febrero de 2009.

En el caso de As Pontes, el llenado del lago finalizó a principios de 2012. El 21 de agosto de 2012 el ayuntamiento inauguró la playa, actualmente abierta al público. Además, Endesa Generación, S. A. está realizando estudios técnicos para evaluar la posibilidad de utilizar el lago minero como regulador del río Eume, para gestionar los frecuentes excedentes de aportación hidráulica, incluyendo el potencial aprovechamiento hidroeléctrico mediante un sistema reversible de bombeo que utilizase el lago como vaso inferior de almacenamiento. Asimismo, las aguas frías y profundas del lago (a temperatura constante de 9°C) podrían utilizarse como refrigerante de plantas industriales.





## ***CAPÍTULO IV***

# **LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA**

---

El 23 de octubre de 2000 se aprobó la Directiva<sup>(1)</sup> 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, conocida como Directiva Marco del Agua (DMA), por la que se establece el marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. El objeto principal y genérico de esta Directiva es la protección de las aguas superficiales continentales, las aguas de transición, las aguas costeras y las aguas subterráneas, bajo el principio inspirador, recogido en el Considerando primero, de que *"el agua no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que se debe proteger, defender y tratar como tal"*. Este nuevo marco político refleja el carácter multifuncional y contextual del agua como fuente de vida, de articulación territorial, de disfrute social y de identidad cultural e impone la gestión del recurso bajo criterios de sostenibilidad, racionalidad económica y transparencia.

Las medidas de protección del agua se van a integrar en todos los ámbitos de actuación, en la ordenación del territorio, en la energía, en la agricultura y, por supuesto, en la

---

(1) Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:es:NOT>

restauración minera (Mijares, 2009). La creación de lagos mineros artificiales como alternativa a la recuperación de los terrenos llevará implícito el cumplimiento de la Directiva, por lo que en este capítulo se hace una profunda revisión de la misma desde el punto de vista de este tipo de masas de agua (EC, 2000; Mijares, 2008; Hernández-Mora *et al.*, 2010).

## **1. LA DMA, MÁS QUE UNA NORMA MEDIOAMBIENTAL**

Sin lugar a dudas, la DMA es la más ambiciosa y compleja de todas las normas europeas relacionadas con el medio ambiente. Constituye la cabecera del Derecho Comunitario en materia de aguas, integrando anteriores normativas y directivas, todas ellas de aplicación parcial. Es una norma básica que forma parte de una política ambiental global en el marco de la Comunidad Europea, que incide de forma directa y muy importante sobre los aspectos ambientales de las aguas y, de forma lateral, sobre otros de muy extensa y compleja regulación del agua. Su aprobación se justificó por la necesidad de abordar de manera eficaz y sistemática los problemas derivados del deterioro progresivo de los ecosistemas hídricos en toda Europa, deterioro resultante de la presión insostenible a la que están sometidos por los usos que el ser humano hace de los mismos, bien como fuente de recurso (extracciones, derivaciones, canalizaciones), bien como receptores de residuos (vertidos).

La nueva política de aguas determinada por la DMA reconoce que es necesario mantener la funcionalidad ecosistémica de la cuenca hidrográfica como “fábrica” natural de agua (Hernández-Mora *et al.*, 2010), pues únicamente conservando en buen estado el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, se conseguirá garantizar que sigan proporcionando suficiente agua, en términos de cantidad y de calidad, para satisfacer las necesidades humanas de agua, consuntivas y de otro tipo, en el medio y largo plazo. Se supera así el enfoque fragmentario que caracterizó la política de aguas llevada a cabo hasta ese momento y desarrollada a través de varias Directivas. En una primera fase, entre los años 70 y 80, las Directivas europeas tenían como objetivo establecer estándares para garantizar una calidad de agua óptima en relación con distintos usos: aguas para baño, aguas para consumo humano, para peces, etc. La calidad se entendía en función de las características de las aguas, determinadas generalmente por parámetros fisicoquímicos con unos límites de concentración asociados. En una segunda fase, durante los años 90, las Directivas se centraron en atender a las fuentes de contaminación en su origen (vertidos). Así se desarrollaron Directivas sobre aguas residuales, contaminación por nitratos de fuentes agrarias, etc. Este enfoque de gestión de la calidad del agua por

usos y vertidos, heterogéneo y de difícil ejecución y sistematización, ha sido superado por el concepto integral de estado, introducido por la DMA.

Las Directivas a las que se ha hecho referencia anteriormente y que han afectado claramente a la política de aguas se relacionan a continuación:

- Directiva<sup>(1)</sup> 76/160/CEE del Consejo, de 8 de diciembre de 1975, relativa a la calidad de aguas para baño (en vigor hasta 2014).
- Directiva<sup>(2)</sup> 80/68/CE del Consejo, de 17 de diciembre de 1979, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación de determinadas sustancias peligrosas.
- Directiva<sup>(3)</sup> 80/778/CEE del Consejo, de 15 de julio de 1980, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano, que estableció concentraciones máximas para ciertas sustancias no deseables en el agua potable.
- Directiva<sup>(4)</sup> 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, relativa al tratamiento de aguas residuales urbanas.
- Directiva<sup>(5)</sup> 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias.

La DMA se estructura en tres grandes apartados: una serie de considerandos, el articulado propiamente dicho y una serie de anejos. La primera parte comprende 53 considerandos de diferente tipo: programáticos, conceptuales, de antecedentes comunitarios en materia de aguas, de referencias científicas y técnicas...etc, que pretenden explicar los motivos de su promulgación, los antecedentes, su importancia y los

---

(1) Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31976L0160:es:HTML>

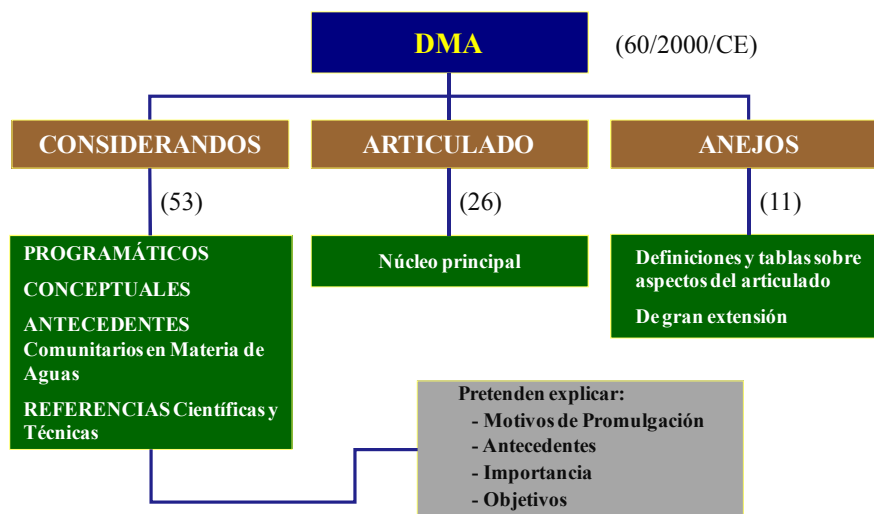
(2) Disponible en [http://www.magrama.gob.es/es/agua/publicaciones/05\\_manual\\_directiva\\_80\\_68\\_cee\\_tcm7-28961.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/agua/publicaciones/05_manual_directiva_80_68_cee_tcm7-28961.pdf)

(3) Disponible en <http://www.miliarium.com/legislacion/aguas/ue/D80-778A.asp>

(4) Disponible en [http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/legislacio/directives/directiva\\_91\\_271.pdf](http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/legislacio/directives/directiva_91_271.pdf)

(5) Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0676:es:HTML>

objetivos, entre otros. La segunda parte contiene los 26 artículos que constituyen el núcleo principal de la Directiva. En la tercera parte se incluyen 11 anejos, la mayoría de los cuales son de gran extensión y contienen definiciones y tablas aclaratorias sobre diferentes aspectos del articulado. En la Figura 62 se esquematiza la estructura del articulado de la DMA (Mijares, 2008).



**Figura 62.** Estructura del articulado de la DMA (Mijares, 2008).

La DMA ha sido transpuesta al ordenamiento jurídico español en varias etapas. El grueso de dicha transposición se hizo por el artículo 129 de la Ley<sup>(1)</sup> 62/2003, de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y del orden social, ley de las denominadas de acompañamiento a los presupuestos generales del Estado, mediante el que se produjo la modificación y adición de diversos preceptos del Texto Refundido de la Ley de Aguas (TRLA), aprobado por Real Decreto<sup>(2)</sup> Legislativo 1/2001, de 20 de julio. En la Ley 62/2003 se transpuso, de forma bastante literal, todo aquello que se consideró necesario a nivel de ley, dejando diversos temas que no requerían tal nivel para posteriores desarrollos reglamentarios.

Así, por Real Decreto<sup>(1)</sup> 125/2007, de 2 de febrero, se fijó el ámbito territorial de las nuevas Demarcaciones Hidrográficas, y por Real Decreto<sup>(2)</sup> 126/2007, de 2 de febrero, se

(1) Disponible en [http://noticias.juridicas.com/base\\_datos/Admin/l62-2003.html](http://noticias.juridicas.com/base_datos/Admin/l62-2003.html)

(2) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/2001/07/24/pdfs/A26791-26817.pdf>

reguló la composición, funcionamiento y atribuciones de los Comités de Autoridades Competentes de las Demarcaciones Hidrográficas con cuencas intercomunitarias.

El 6 de julio de 2007, por el Real Decreto<sup>(3)</sup> 907/2007, se promulgó el Reglamento de la Planificación Hidrológica, que sustituyó a los títulos (fundamentalmente el título II) y artículos del Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica (RAPAPH), aprobado mediante Real Decreto<sup>(4)</sup> 1664/1998, que hacían mención a ésta. Este Reglamento completa de forma importante la transposición de la DMA en lo que se refiere a la caracterización de la Demarcación, estado de las masas de agua, definición de objetivos ambientales y los programas de medidas. Introduce aspectos como la componente económica en la demanda del agua y la determinación de los caudales ecológicos. Regula el desarrollo del análisis económico de los usos del agua y establece los procedimientos para la elaboración y aprobación de los planes, así como los mecanismos de participación pública.

La última etapa de la transposición ha sido la Instrucción Técnica de Planificación Hidrológica, aprobada por Orden Ministerial<sup>(5)</sup> ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, que establece los criterios técnicos para la homogeneización y sistematización de los trabajos de elaboración de los planes hidrológicos de cuenca, conforme a lo establecido en el artículo 79 del Reglamento de la Planificación Hidrológica.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2007/02/03/pdfs/A05118-05120.pdf>

(2) Disponible en <http://www.boe.es/buscar/pdf/2007/BOE-A-2007-2297-consolidado.pdf>

(3) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2007/07/07/pdfs/A29361-29398.pdf>

(4) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1998/08/11/pdfs/A27296-27298.pdf>

(5) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2008/09/22/pdfs/A38472-38582.pdf>

## **2. PRINCIPIOS RECTORES DE LA POLÍTICA DE AGUAS**

El marco común de actuación para la política de aguas establecido en la DMA se articula alrededor de tres principios rectores básicos: la sostenibilidad ambiental, la sostenibilidad económica y la sostenibilidad social.

El primer principio rector del marco común de actuación en materia de aguas es ecosistémico. Tanto la finalidad como el contenido de la Directiva son eminentemente ambientales, constituyendo su eje central y el primer objetivo de la planificación y gestión del agua el alcanzar y conservar el buen estado de las masas de agua, protegiéndolas y evitando su deterioro. La DMA sustituye así el enfoque tradicional del establecimiento de objetivos de calidad en función de los usos a los que se destina el recurso por un enfoque global de protección de la calidad del agua y de sus ecosistemas, incentivando las normas de protección con las de gestión.

De acuerdo con lo establecido en el artículo primero, el ámbito de protección de las aguas comunitarias (aguas superficiales continentales, aguas de transición, aguas costeras y aguas subterráneas) debe, entre otras cosas:

- Prevenir el deterioro adicional y proteger y mejorar el estado de los ecosistemas acuáticos y, con respecto a sus necesidades de agua, el de los ecosistemas terrestres y humedales directamente dependientes de los anteriores.
- Promover un uso sostenible del agua basado en la protección a largo plazo de los recursos hídricos sostenibles.
- Reducir progresivamente, o interrumpir, los vertidos de sustancias prioritarias y peligrosas prioritarias.
- Garantizar la reducción progresiva de la contaminación de las aguas subterráneas.
- Contribuir a paliar los efectos de las inundaciones y de las sequías.

- Garantizar el suministro de agua superficial o subterránea, tal como requiere un uso del agua sostenible, equilibrado y equitativo.
- Proteger las aguas territoriales y marinas.
- Lograr los objetivos de los acuerdos internacionales, en particular aquellos cuya finalidad es prevenir y erradicar la contaminación del medio ambiente marino.

El segundo principio rector es de carácter económico. Por primera vez se incorpora la racionalidad económica al proceso de toma de decisiones de la política del agua, con la consideración que se le da a la componente económica de la gestión del recurso, reconociendo la necesidad de recuperar los costes de los servicios relacionados con el agua como instrumento para racionalizar sus usos (Orón, 2001). A ello se dedica el artículo 9 de forma exclusiva. En él se establece que los Estados miembros deben tener en cuenta dicho principio, incluyendo los costes medioambientales, en aplicación del principio general de "*quien contamina paga*", y los relacionados con el valor de la escasez de los recursos, en función de las proyecciones a largo plazo de su oferta y demanda (precio incentivador). La aplicación del principio de recuperación de costes se deberá hacer de manera que se incentive el uso eficiente del agua y, por tanto, contribuya a los objetivos medioambientales perseguidos. Para su aplicación debe tenerse en cuenta sus consecuencias sociales, ambientales y económicas, así como las condiciones geográficas y climáticas de cada territorio, siempre y cuando no comprometa ni los fines ni los logros de dichos objetivos ambientales.

El tercer principio rector de la DMA es de carácter social y supone la participación pública activa en el proceso de planificación hidrológica, a la que dedica el artículo 14. En este sentido, la DMA insiste en la implicación insustituible de los agentes afectados por la política hídrica a lo largo de todo el proceso de planificación y que, en definitiva, no son sólo las partes con intereses económicos directos o la sociedad civil organizada, los tradicionales usuarios del agua (comunidades de regantes, empresas de abastecimiento, hidroeléctricas, industria), sino un espectro más grande de partes interesadas, el conjunto de los ciudadanos, el público en general.



### **3. ASPECTOS DESTACADOS DE LA DMA**

Además de la consideración que se le da a la recuperación de costes de los servicios relacionados con el agua y a la importancia de la información y de la participación pública en el proceso de planificación, la gestión integral del agua introducida por la DMA ha supuesto la incorporación de diversos aspectos novedosos a las legislaciones de los Estados miembros, como son el concepto de masa de agua, el concepto de estado de las aguas y la definición de Demarcación Hidrográfica.

#### **3.1. EL CONCEPTO DE MASA DE AGUA**

Una masa de agua es una parte diferenciada y significativa de agua como un lago, un embalse, una corriente, río o canal, parte de ellos, unas aguas de transición o un tramo de aguas costeras. La Directiva Marco del Agua<sup>(1)</sup> 2000/60/CEE ha previsto la definición de varias categorías de masas de agua de cara a facilitar la gestión de cada una de ellas. Estas categorías son:

- Aguas continentales: superficiales y subterráneas.
- Aguas de transición.
- Aguas costeras.
- Masas de agua artificiales.
- Masas de agua muy modificadas.

Son *aguas continentales* todas las aguas situadas en la superficie del suelo (aguas superficiales) y todas las aguas subterráneas, que se encuentran bajo el suelo en la zona de saturación, situadas hacia tierra desde la línea que sirve de base para medir las aguas territoriales.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/doue/2000/327/L00001-00073.pdf>

Las *aguas de transición* son las masas de agua superficial próximas a la desembocadura de los ríos, que son parcialmente salinas como consecuencia de su proximidad a las aguas costeras, pero que reciben una notable influencia de flujos de agua dulce.

Las *aguas costeras* son las aguas superficiales situadas en una franja costera definida hacia tierra desde una línea cuya totalidad de puntos se encuentran a una distancia de una milla náutica mar adentro desde el punto más próximo de la línea de base que sirve para medir las aguas territoriales y que se extiende, en su caso, hasta el límite exterior de las aguas de transición.

La *masa de agua artificial* es una masa de agua creada por la actividad del hombre. Es decir, es la masa de agua superficial que ha sido creada en un lugar donde no existía antes una masa de agua y que no ha sido generada por alteraciones físicas directas, movimiento o realineación de una masa de agua ya existente, como puede ser un embalse, una canalización o un lago artificial.

La *masa de agua muy modificada* es una masa de agua superficial que, como consecuencia de alteraciones físicas producidas por la actividad humana, ha experimentado un cambio sustancial en su naturaleza como, por ejemplo, el caso de los encauzamientos de los ríos.

Las masas de agua son las unidades que se usarán para valorar e informar del cumplimiento de los objetivos ambientales de la DMA.

### **3.2. EL CONCEPTO DE ESTADO DE LAS AGUAS**

El primer objetivo de la planificación y gestión del agua, introducido por la DMA y eje central de la misma, es alcanzar el buen estado de las aguas. Para todas las masas de agua se establece el concepto de *estado de las aguas* relacionado con su *estado ecológico*, concepto más amplio y de nivel superior al de calidad de las aguas, hasta ese momento considerado. Así, mientras que el concepto de calidad se refiere a la suma de la aptitud del agua para los distintos usos, de manera que una determinada masa de agua tiene más y mejor calidad cuantos más usos permite, el concepto integral de estado,

introducido por la DMA, considera las características de un agua natural desde un punto de vista global, ecológico, aproximando la contaminación legal a la contaminación real del medio hídrico.

El estado de una masa de agua se define como el grado de alteración respecto a sus condiciones naturales. En consecuencia, la consideración de este estado ya no depende únicamente de los contaminantes presentes en las aguas y de su grado de toxicidad (estado químico), sino también de su estado ecológico global (ecosistemas asociados al medio hídrico), que variará dependiendo de la Demarcación Hidrográfica. Ya no basta con cumplir los límites físico-químicos establecidos para un vertido, también hay que tener en cuenta el impacto que éste causa sobre la masa de agua receptora para no alterar su estado ecológico.

El estado de las masas de aguas superficiales se define como el peor de los estados ecológico y químico. El estado ecológico es una expresión de la calidad de la estructura y del funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales. El estado químico es una expresión del grado de cumplimiento de las normas de calidad ambiental, establecidas reglamentariamente, relativas a las sustancias peligrosas presentes en la masa de agua superficial y al grado de toxicidad de los diferentes contaminantes. En las Tablas 34 y 35 se muestran las sustancias peligrosas según la DMA. En la Tabla 34 se presenta la lista I de las sustancias peligrosas reguladas a través de la Orden<sup>(1)</sup> de 12 de noviembre de 1987 (RCL 1987/2475 y RCL 1988/804)<sup>(2)</sup> sobre normas de emisión, objetivos de calidad y métodos de medición de referencia relativos a determinadas sustancias nocivas o peligrosas contenidas en los vertidos de aguas residuales, modificada por las Ordenes de 13 de marzo de 1989 (RCL 1989/613)<sup>(3)</sup>, de 27 de febrero de 1991 (RCL 1991/570)<sup>(4)</sup>, de 28 de junio de 1991 (RCL 1991/1719)<sup>(5)</sup> y de 25 de mayo de 1992 (RCL 1992/1217)<sup>(6)</sup>.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1987/11/23/pdfs/A34790-34793.pdf>

(2) Disponible en <http://www.magrama.gob.es/eu/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/grupos-seguimiento/lista-de-sustancias-peligrosas/>

(3) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1989/03/20/pdfs/A07692-07695.pdf>

(4) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1991/03/02/pdfs/A07173-07173.pdf>

(5) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1991/07/08/pdfs/A22662-22665.pdf>

(6) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1992/05/29/pdfs/A18317-18318.pdf>

La lista II preferente mostrada en la Tabla 35 relaciona las sustancias reguladas a través del Real Decreto<sup>(1)</sup> 995/2000, de 2 de junio (RCL 2000/1370), por el que se fijan objetivos de calidad para determinadas sustancias contaminantes y se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto<sup>(2)</sup> 849/1986, de 11 de abril. La lista II prioritaria de la Tabla 35 indica las sustancias reguladas a través de la Decisión<sup>(3)</sup> número 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2001 (LCEur 2000/4331), por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva<sup>(4)</sup> 2000/60/CE (LCEur 2000/3612).

El estado de las masas de aguas subterráneas se define como el peor de los estados cuantitativo y químico. El estado cuantitativo expresa el grado de afección por las extracciones y su repercusión a los sistemas asociados (ríos, manantiales, humedales). El estado químico describe si la concentración de contaminantes excede o no los valores límite establecidos en la legislación.

En un plazo cuyo límite se sitúa en diciembre del año 2015, se habrá de conseguir un estado de las aguas que variará en función de su carácter de aguas superficiales, aguas subterráneas o zonas protegidas.

Para las aguas superficiales, tanto continentales como costeras y de transición, se persigue alcanzar un buen estado de las mismas, entendiendo que unas aguas lo han alcanzado cuando su estado ecológico y su estado químico son buenos.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2000/06/20/pdfs/A21558-21562.pdf>

(2) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1986/04/30/pdfs/A15500-15537.pdf>

(3) Disponible en <http://www.boe.es/doue/2001/331/L00001-00005.pdf>

(4) Disponible en <http://www.boe.es/doue/2000/327/L00001-00073.pdf>

| Lista I: SUSTANCIA                | Nº CAS     |
|-----------------------------------|------------|
| Mercurio                          | 7439-97-6  |
| Cadmio                            | 7440-43-9  |
| Hexaclorociclohexano (HCH)        | 608-73-1   |
| Tetracloruro de Carbono           | 56-23-5    |
| Diclorodifeniltricloroetano (DDT) | 50-29-3    |
| Pentaclorofenol                   | 87-86-5    |
| Aldrín                            | 309-00-2   |
| Dieldrín                          | 60-57-1    |
| Endrín                            | 72-20-8    |
| Isodrín                           | 465-73-6   |
| Hexaclorobenceno                  | 118-74-1   |
| Hexaclorobutadieno                | 87-68-3    |
| Cloroformo                        | 67-66-3    |
| 1,2 dicloroetano                  | 107-06-2   |
| Tricloroetileno                   | 79-01-6    |
| Percloroetileno                   | 127-18-4   |
| Triclorobencenos                  | 12002-48-1 |

**Tabla 34.** Sustancias peligrosas según la DMA. Lista I.

Para las aguas subterráneas se señalan los mismos objetivos y plazos. En este caso se entiende que unas aguas han alcanzado el buen estado cuando su estado cuantitativo y su estado químico son buenos. Por último, para las zonas protegidas el objetivo será el que se fije para cada una de ellas en la legislación que las establece como tales. El plazo para conseguir este objetivo es el de diciembre de 2015.

En determinadas circunstancias, existe una serie de reglas de excepción respecto a la consecución de los objetivos de calidad, a efectos de no prefijar situaciones no realistas, cuando una masa de agua esté tan afectada que sea imposible o desproporcionadamente costoso mejorar su estado. Para estos casos, la DMA permite que puedan establecerse objetivos medioambientales menos rigurosos, tolerando ciertos impactos ecológicos resultantes de alteraciones físicas que son necesarias para soportar un uso especificado o que deben mantenerse a fin de evitar efectos adversos sobre el medio ambiente más extensos, siempre y cuando se adopten todas las medidas viables para evitar el empeoramiento del estado. Tales excepciones se materializan en el concepto de *potencial*

*ecológico*, definido como las condiciones de referencia que podría alcanzar una masa fuertemente modificada, considerando las limitaciones impuestas por las actividades humanas. A estas masas se las designa como fuertemente modificadas o artificiales y el objetivo medioambiental a alcanzar en el año 2015 es un buen potencial ecológico y un buen estado químico. Las definiciones del potencial ecológico (óptimo, bueno y aceptable) de las masas de agua artificiales o muy modificadas se recogen en el anejo V de la DMA.

Las condiciones técnicas definitorias del buen estado, del estado ecológico, del estado cuantitativo y de los diversos estados en que se pueden encontrar las aguas están establecidas en el Real Decreto<sup>(1)</sup> 907/2007, de 6 de julio, que aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2007/07/07/pdfs/A29361-29398.pdf>

| Lista II Preferente: SUSTANCIA                      | Nº CAS       | Lista II Prioritaria: SUSTANCIA      | Nº CAS       |
|---|--------------|--------------------------------------|--------------|
| Atrazina  | 1912-24-9    | Alacloro                             | 15972-60-8   |
| Benceno   | 71-43-2      | Antraceno                            | 120-12-7     |
| Clorobenceno  | 108-90-7     | Atrazina                             | 1912-24-9    |
| Diclorobenceno (suma de isómeros orto, meta y para) | 25321-22-6   | Benceno                              | 71-43-2      |
| Etilbenceno   | 100-41-4     | Difeniléteres bromados               | No aplicable |
| Metolacoloro  | 51218-45-2   | Cadmio y sus compuestos              | 7440-43-9    |
| Naftaleno   | 91-20-3      | C10- 13 -cloroalcanos                | 85535-84-8   |
| Simazina  | 122-34-9     | Clorofeninfos                        | 470-90-6     |
| Terbutilazina                                       | 5915-41-3    | Cloropirifos                         | 2921-88-2    |
| Tolueno   | 108-88-3     | 1,2-dicloroetanos                    | 107-06-2     |
| Tributilestaño (suma de compuestos de butilestaño)  | No aplicable | Diclorometano                        | 75-09-2      |
| 1,1,1-Tricloroetano                                 | 71-55-6      | Di(2-etilhexil)ftalato(DEHP)         | 117-81-7     |
| Xileno (suma de isómeros orto, meta y para)         | 1330-20-7    | Diurón                               | 330-54-1     |
| Cianuros totales                                    | 74-90-8      | Endosulfán                           | 115-29-7     |
| Fluoruros   | 16984-48-8   | (alfa-endosulfán)                    | 959-98-8     |
| Arsénico total                                      | 7440-38-2    | Fluoranteno                          | 206-44-0     |
| Cobre disuelto                                      | 7440-50-8    | Hexaclorobenceno                     | 118-74-1     |
| Cromo total disuelto                                | 7440-47-3    | Hexaclorobutadieno                   | 87-68-3      |
| Niquel disuelto                                     | 7440-02-0    | Hexaclorociclohexano                 | 608-73-1     |
| Plomo disuelto                                      | 7439-92-1    | (isómero gamma-lindano)              | 58-89-9      |
| Selenio disuelto                                    | 7782-49-2    | Isoproturón                          | 34123-59-6   |
| Zinc total  | 7440-66-6    | Plomo y sus compuestos               | 7439-92-1    |
|   |              | Mercurio y sus compuestos            | 7439-97-6    |
|   |              | Naftaleno                            | 91-20-3      |
|   |              | Niquel y sus compuestos              | 7440-02-0    |
|   |              | Nonifenoles                          | 25154-52-3   |
|   |              | 4-(para)-nonilfenol                  | 104-40-5     |
|   |              | Octilfenoles                         | 1806-26-4    |
|   |              | (Para-ter-octilfenol)                | 140-66-9     |
|   |              | Pentaclorobenceno                    | 608-93-5     |
|   |              | Pentaclorofenol                      | 87-86-5      |
|   |              | Hidrocarburos poliaromáticos         | No aplicable |
|   |              | (Benzo(a)pireno)                     | 50-32-8      |
|   |              | (Benzo(b)fluoranteno)                | 205-99-2     |
|   |              | (Benzo(g,h,i)perileno)               | 191-24-2     |
|   |              | (Benzo(k)fluoroanteno)               | 207-08-9     |
|   |              | (Indeno(1,2,3-cd)pireno)             | 193-39-5     |
|   |              | Simazina                             | 122-34-9     |
|   |              | Compuestos del tributilestaño        | 688-73-3     |
|   |              | Tributiltín catión de tributilestaño | 36643-28-4   |
|   |              | Triclorobencenos                     | 12002-48-1   |
|   |              | (1,2,4-triclorobenceno)              | 120-82-1     |
|   |              | Triclorometano (cloromorfo)          | 67-66-3      |
|   |              | Trifluralina                         | 1582-09-8    |

**Lista I:** sustancias reguladas a través de la Orden de 12 de noviembre de 1987 (RCL 1987\2475 y RCL 1988, 804), sobre Normas de Emisión, objetivos de calidad y métodos de medición de referencia relativos a determinadas sustancias nocivas o peligrosas contenidas en los vertidos de aguas residuales, modificada por las Órdenes de 13 de marzo de 1989 (RCL 1989\613), 27 de febrero de 1991 (RCL 1991\570), 28 de junio 1991 (RCL 1991\1719) y 25 de mayo de 1992 (RCL 1992\1217).

**Lista II preferente:** sustancias reguladas a través del Real Decreto 995/2000, de 2 de junio (RCL 2000\1370), por el que se fijan objetivos de calidad para determinadas sustancias contaminantes y se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril

**Lista II prioritaria:** sustancias reguladas a través de la Decisión núm. 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2001 (LCEur 2000\4331), por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE (LCEur 2000\3612).

**Tabla 35.** Sustancias peligrosas. Lista II Preferente y Prioritaria.

### **3.3. LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA**

Para lograr sus objetivos, la Directiva prevé distintos instrumentos y mecanismos de gestión integral de las masas de agua, en base al principio de unidad de gestión y planificación única por unidad, estableciendo la cuenca hidrográfica como marco territorial de gestión de las aguas. Además, la DMA determina como unidad básica principal desde el punto de vista administrativo para la planificación y gestión del agua la *Demarcación Hidrográfica*, definida como la zona terrestre y marina, compuesta por una o varias cuencas hidrográficas vecinas y las aguas de transición, subterráneas y costeras asociadas a dichas cuencas. En cada Demarcación se exige, además, la creación de mecanismos de coordinación entre las Autoridades competentes con el fin de facilitar el desarrollo del plan de gestión de la Demarcación y del programa de medidas a éste asociado.

En Europa existe un elevado número de cuencas hidrográficas enmarcadas dentro de varios países. El caso más representativo de esta situación es la cuenca del Danubio. En estos casos, la DMA establece que cada uno de los Estados miembros afectados debe garantizar la coordinación con objeto de elaborar un único plan hidrológico de cuenca internacional. Si no se elabora dicho plan, los Estados miembros elaborarán planes de cuenca que abarquen, al menos, las partes de la Demarcación Hidrográfica situadas en su territorio.

En la Figura 63 se muestra el mapa de las Demarcaciones Hidrográficas de Europa.



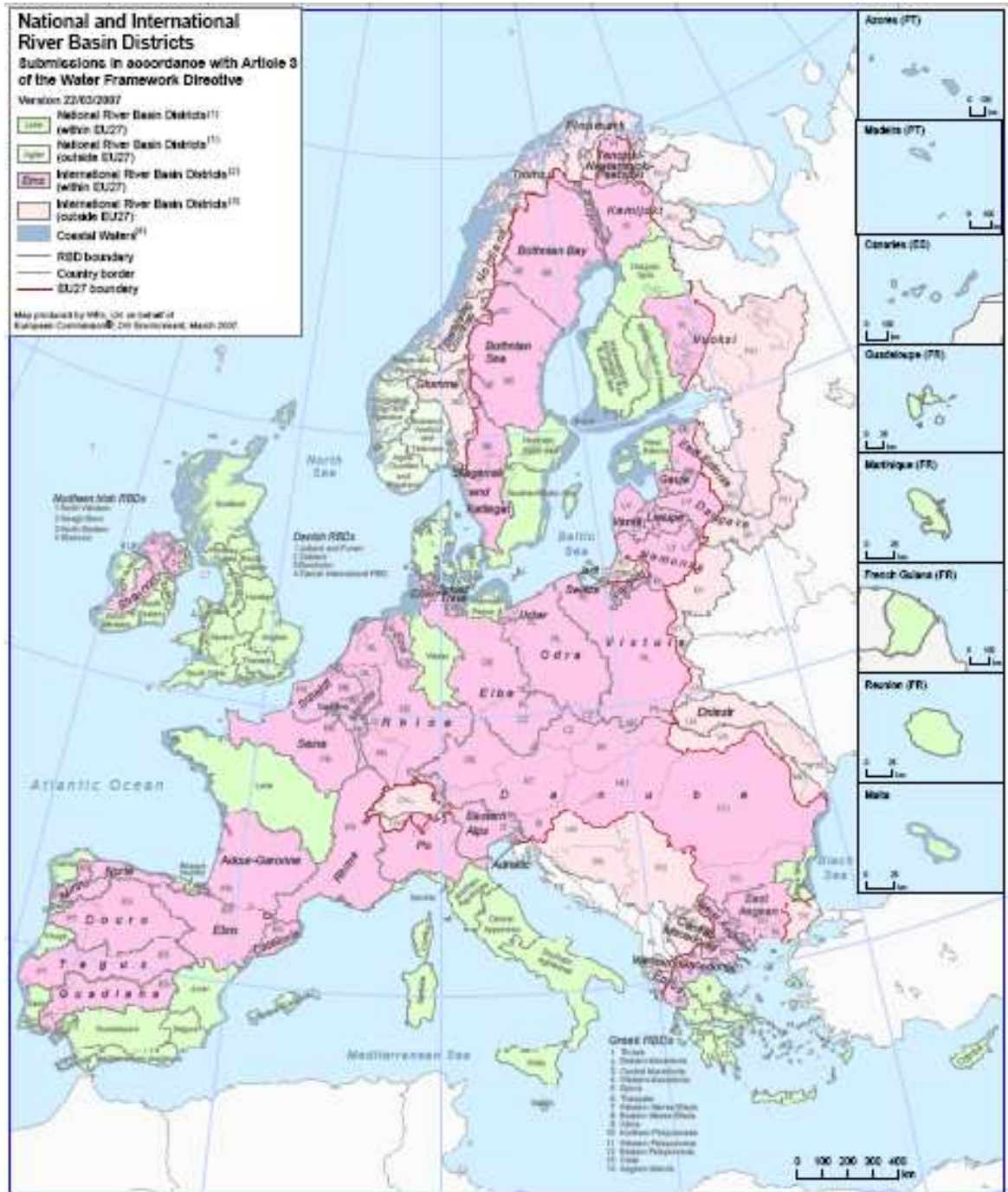


Figura 63. Demarcaciones Hidrográficas de Europa.

#### 4. LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA EN EL MARCO DE LA DMA

La Directiva plantea la planificación hidrológica como la mejor fórmula para conseguir, entre otros aspectos, el buen estado y la adecuada protección de las aguas, así como la satisfacción de las demandas de agua y el equilibrio y la armonización del desarrollo regional y sectorial. Por cada Demarcación Hidrográfica, situada dentro de cada Estado miembro, se aprobará un plan hidrológico, elemento básico que armonizará la forma de gestionar y proteger las aguas tanto continentales como subterráneas para la consecución de los objetivos establecidos por la DMA. La estructura y contenido mínimo de los planes hidrológicos no están indicados en la Directiva, que sólo hace referencia a la necesidad de revisión y actualización.



Figura 64. Planificación hidrológica según la DMA (Hernández-Mora et al., 2010).

En la Figura 64 se representan, de forma esquemática y simplificada, los pasos a seguir en el ciclo de la planificación hidrológica en el marco de la DMA. La planificación se elabora por ciclos de 6 años, partiendo de un diagnóstico de la situación, la determinación de objetivos, el desarrollo de programas de medidas que permitan alcanzar esos objetivos

y el establecimiento de un programa de seguimiento y control (redes de medida) para evaluar el avance hacia los objetivos propuestos y la revisión y modificación de los planes y las medidas en caso de que se produzcan desviaciones. A lo largo de las distintas fases, existe la obligación de definir procesos de información, consulta y participación públicas.

#### **4.1. ANÁLISIS DE NO ALCANZAR LOS OBJETIVOS: DIAGNÓSTICO DE LA SITUACIÓN**

El primer paso en el proceso de planificación es la realización de un análisis previo que debe determinar los casos en los que se estima que se deben programar medidas para poder alcanzar los objetivos de la misma en el plazo fijado (año 2015). Este análisis es conocido como análisis del riesgo de no alcanzar los objetivos de la Directiva. Integra los siguientes elementos:

- El análisis de las características de la Demarcación Hidrográfica, que parte del análisis biofísico del estado de sus ecosistemas acuáticos.
- El estudio de los usos del agua y de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y subterráneas (análisis IMPRESS).
- El análisis económico de los usos del agua, de los precios del agua y del grado de recuperación de costes.
- El registro de las zonas protegidas que se encuentran en cada Demarcación.

##### **4.1.1. ANÁLISIS DE LAS CARACTERÍSTICAS DE LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA**

El contenido completo del análisis de las características de la Demarcación Hidrográfica es el siguiente:

- La descripción del marco administrativo, físico y biótico de la Demarcación, así como del modelo territorial, incluyendo el paisaje y patrimonio hidráulico.

- La localización y límites de las masas de agua superficial, tanto continentales como costeras y de transición, incluyendo masas de agua artificiales y muy modificadas, clasificación en categorías y tipos y establecimiento de las condiciones de referencia específicas de cada tipo, esto es, su situación en condición de aguas inalteradas.
- La localización, límites y caracterización de las masas de agua subterránea.
- La estadística hidrológica disponible sobre precipitaciones, evaporaciones, escorrentías y cuanta información sea relevante para la adecuada evaluación cuantitativa y cualitativa de los recursos hídricos superficiales y subterráneos.
- La información histórica disponible sobre precipitaciones y caudales máximos y mínimos.

#### **4.1.1.1. CLASIFICACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS MASAS DE AGUA**

La correcta descripción del estado de las masas de agua de cada Demarcación Hidrográfica conlleva su identificación, localización y delimitación, su caracterización y tipificación y la selección de posibles zonas de referencia.

El objetivo de la delimitación y caracterización es la identificación de las categorías de las masas de agua, ríos, lagos, aguas costeras, aguas de transición, aguas artificiales y aguas modificadas, en partes bien diferenciadas y significativas, aplicando criterios geográficos e hidrológicos. A continuación, para cada categoría de masa de agua superficial, se establece una tipificación de las masas con características homogéneas. Dado que en diferentes ecosistemas existen poblaciones de organismos distintas y comunidades biológicas particulares, la diferenciación en ecotipos permite fijar objetivos medioambientales acordes y establecer unas condiciones biológicas de referencia para el sistema de clasificación del estado ecológico, comunes a las masas de aguas superficiales pertenecientes a cada uno de los tipos. Para la definición de estos ecotipos, la Directiva prevé en el Anexo II la posibilidad de utilizar dos sistemas diferentes de tipificación, que se denominan sistema A y sistema B.

De acuerdo al sistema A, las masas de agua superficial se clasifican, en primer lugar, en base a la región ecológica a la que pertenecen y, posteriormente, se clasifican en tipos en función de diferentes aspectos, que varían según la categoría de la masa de agua de que se trate. De acuerdo al sistema B, los tipos de las masas de agua se definirán utilizando los valores correspondientes a los descriptores obligatorios y a los descriptores optativos, o combinaciones de descriptores, que se requieran para garantizar que se puedan derivar con fiabilidad las condiciones biológicas de referencia específicas del tipo. Si se utiliza este sistema, los Estados miembros deben lograr, por lo menos, el mismo grado de discriminación que se lograría con el sistema A. La tipificación de las masas artificiales y muy modificadas se llevará a cabo de conformidad con los descriptores correspondientes a cualquiera de las categorías de aguas superficiales que más se parezca a la masa de agua en cuestión.

Una vez definida la tipología de las diferentes categorías de masa de agua, para cada uno de los tipos considerados se definen las condiciones de referencia. Esas condiciones de referencia son los valores de los elementos de calidad biológica en condiciones inalteradas, es decir, cuando no existen alteraciones antropogénicas de los valores de los elementos de calidad fisicoquímica e hidromorfológica correspondientes al tipo de masa de agua superficial, o existen alteraciones de muy escasa importancia, en comparación con los asociados normalmente con ese tipo en condiciones inalteradas. Los elementos de calidad biológica que se consideran son: fitoplancton, macrófitas y elementos fitobentónicos, fauna bentónica de invertebrados y fauna ictiológica. La selección de masas de agua de referencia para cada uno de los tipos que se establezcan y la determinación de las condiciones de referencia plantea la dificultad de no contar con masas que se puedan considerar como estrictamente inalteradas.

Establecidas las condiciones de referencia, la clasificación del estado ecológico de las masas de agua se realiza por comparación con los valores de los elementos de calidad biológica obtenidos a partir de los programas de seguimiento. El estado ecológico se expresará mediante un índice de calidad, determinado como cociente entre los valores de los parámetros biológicos observados en una masa determinada de aguas superficiales y los correspondientes a las condiciones de referencia aplicables a dicha masa, con una variación numérica entre 0 y 1. En caso de existir grandes diferencias entre lo observado

(programas de seguimiento) y las condiciones de referencia, las masas de agua se encontrarán en estados peores que bueno (aceptable, deficiente o malo), con valores del índice de calidad más próximos a cero. En el caso contrario, las masas de agua tendrán un buen estado ecológico y el valor numérico del índice de calidad será cercano a uno. Cada Estado miembro dividirá la escala de índices de calidad ecológica para cada categoría de aguas superficiales en cinco clases, desde el estado ecológico muy bueno hasta el malo, asignando un valor numérico a cada uno de los límites entre clases, e ilustrará la clasificación sobre un mapa conforme a un código de colores predeterminado, tal como se recoge en la Tabla 36.

| CLASIFICACIÓN ESTADO ECOLÓGICO  | DEFINICIÓN NORMATIVA  |
|---|---|
|   | <p>No existen alteraciones antropogénicas de los valores de los indicadores de calidad físicoquímicos e hidromorfológicos correspondientes al tipo de agua superficial, o existen alteraciones de muy escasa importancia, en comparación con los asociados normalmente con este tipo en condiciones inalteradas.<br/>100% natural. Máximo teórico.</p>  |
|  | <p>Los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes al tipo de masa de agua superficial muestran valores bajos de distorsión causada por la actividad humana y sólo se desvían ligeramente de los valores normalmente asociados con el tipo de masa superficial en condiciones inalteradas.</p>  |
|  | <p>Los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes al tipo de masa de agua superficial se desvían moderadamente de los valores asociados a aguas superficiales en condiciones inalteradas. Los valores muestran signos moderados de distorsión causada por la actividad humana y se encuentran significativamente más perturbados que en las condiciones correspondientes al buen estado.</p> |
|  | <p>Las aguas muestran alteraciones importantes en los valores de los indicadores de calidad del estado biológico correspondientes a este tipo de agua superficial y las comunidades biológicas se desvían significativamente de las comunidades normalmente asociadas con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas.</p>   |
|  | <p>Las alteraciones de los valores son graves y hay una ausencia en amplias proporciones de las habituales comunidades biológicas.<br/>Mínimo teórico.</p>  |

**Tabla 36.** Clasificación del estado ecológico.

En las masas de agua muy modificadas y artificiales la clasificación se realiza de la misma manera, pero sobre el potencial ecológico y se representa sobre un mapa de acuerdo al código de colores expresado en la Tabla 37.

| Clasificación del potencial ecológico | Masa de agua artificial                | Masa de agua muy modificada             |
|---------------------------------------|--|---|
| Bueno y superior                      | Franjas verde y gris claro iguales.    | Franjas verdes y gris oscuro iguales.   |
| Aceptable                             | Franjas amarilla y gris claro iguales. | Franjas amarilla y gris oscuro iguales. |
| Deficiente                            | Franjas naranja y gris claro iguales.  | Franjas naranja y gris oscuro iguales.  |
| Malo                                  | Franjas roja y gris claro iguales.     | Franjas roja y gris oscuro iguales.     |

**Tabla 37.** Código de colores para la clasificación del potencial ecológico de las masas de agua artificiales.

En relación al estado químico, es decir, al cumplimiento o no de todas las normas de calidad ambientales se establece el código de colores indicado en la Tabla 38.

| Clasificación del estado químico | Código de colores |
|----------------------------------|-------------------|
| Bueno                            | Azul              |
| No alcanza el buen estado        | Rojo              |

**Tabla 38.** Código de colores para la clasificación del estado químico.

Para asegurar que todos los Estados miembro de la Unión Europea clasifican sus aguas de una manera homogénea, en el año 2004 se llevó a cabo un estudio, a partir del cual se estableció la metodología para realizar un ejercicio de intercalibración que ha ayudado a establecer la clasificación asegurando, al mismo tiempo, que la definición de buen estado o la de estado aceptable es la misma en todos los Estados de la Unión. El ejercicio de intercalibración consistió en seleccionar, a lo largo de toda Europa, una serie de masas de agua que se estimó que están situadas en el borde entre el buen estado y el muy buen estado y entre el estado aceptable y el buen estado. La definición de dichas fronteras se ha realizado a partir del conocimiento en profundidad de los valores de los parámetros de dichas masas de agua a nivel europeo y su comparación.

#### **4.1.1.2. CARACTERIZACIÓN DE LAS MASAS DE AGUA DE LA CATEGORÍA LAGO SEGÚN LA DMA**

De acuerdo con la DMA, se identifica la categoría *lago* como una masa de agua superficial continental en reposo y con una superficie de agua superior a 50 ha. Para su tipificación

de acuerdo al sistema A se establecen 25 regiones ecológicas y cuatro tipologías según se recoge en la Tabla 39.

| <b>REGIONES ECOLÓGICAS LAGOS</b>             |                                 |                           |                             |
|--|---------------------------------|---------------------------|-----------------------------|
| 1  | Región Ibérico-Macaronésica     | 14                        | Llanuras centrales          |
| 2  | Pirineos                        | 15                        | Provincia Báltica           |
| 3  | Italia, Córcega y Malta         | 16                        | Llanuras orientales         |
| 4  | Alpes                           | 17                        | Irlanda e Irlanda del Norte |
| 5  | Balcenes occidentales dináricos | 18                        | Gran Bretaña                |
| 6  | Balcenes occidentales helénicos | 19                        | Islandia                    |
| 7  | Balcenes orientales             | 20                        | Tierras altas boreales      |
| 8  | Tierras altas occidentales      | 21                        | Tundra                      |
| 9  | Tierras altas centrales         | 22                        | Escudo Fennoscandinavo      |
| 10   | Cárpatos                        | 23                        | Taiga                       |
| 11   | Tierras bajas húngaras          | 24                        | Cáucaso                     |
| 12   | Provincia del Ponto             | 25                        | Depresión del Caspio        |
| 13   | Llanuras occidentales           |                           |                             |
| <b>Tipología en función de la altitud</b>    |                                 | Alto > 800 m              |                             |
|  |                                 | Altura media: 200 a 800 m |                             |
|  |                                 | Tierras bajas: < 200 m    |                             |
| <b>Tipología según la profundidad media</b>  |                                 | < 3 m                     |                             |
|  |                                 | 3 m a 15 m                |                             |
|  |                                 | > 15 m                    |                             |
| <b>Tipología en función de la superficie</b> |                                 | 0,5 a 1 km <sup>2</sup>   |                             |
|  |                                 | 1 a 10 km <sup>2</sup>    |                             |
|  |                                 | 10 a 100 km <sup>2</sup>  |                             |
|  |                                 | > 100 km <sup>2</sup>     |                             |
| <b>Geología</b>                              |                                 | Calcáreo                  |                             |
|  |                                 | Silíceo                   |                             |
|  |                                 | Orgánico                  |                             |

**Tabla 39.** Regiones ecológicas y tipologías de las masas de agua de la categoría lago según el sistema A.

Los factores de caracterización de las aguas superficiales de la categoría lago según el sistema B son los indicados en la Tabla 40.

|                              |  |
|------------------------------|--|
| <b>FACTORES OBLIGATORIOS</b> | Altitud                                      |
|                              | Latitud                                      |
|                              | Longitud                                     |
|                              | Profundidad                                  |
|                              | Geología                                     |
|                              | Profundidad media del agua                   |
| <b>FACTORES OPTATIVOS</b>    | Forma del lago                               |
|                              | Tiempo de residencia                         |
|                              | Temperatura media del aire                   |
|                              | Oscilación de la temperatura del aire        |
|                              | Régimen de mezcla y estratificación del agua |
|                              | Capacidad de neutralización de ácidos        |
|                              | Estado natural de los nutrientes             |
|                              | Composición media del sustrato               |
|                              | Fluctuación del nivel del agua               |

**Tabla 40.** Factores de caracterización de las masas de agua de la categoría lago según el sistema B.



Para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua de la categoría *lago* se utilizan los indicadores de calidad de la Tabla 41.

|   |  |  |
|---|--|--|
| <b>INDICADORES BIOLÓGICOS</b>                 | Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton                     |  |
|   | Composición y abundancia de otro tipo de flora acuática                |  |
|   | Composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados        |  |
|   | Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica |  |
| <b>INDICADORES HIDROMORFOLÓGICOS</b>          | Régimen hidrológico  | Volumen e hidrodinámica del lago   |
|   |  | Tiempo de residencia   |
|   |  | Conexión con aguas subterráneas  |
|   | Condiciones morfológicas   | Variación de la profundidad del lago   |
|   |  | Cantidad, estructura y sustrato del lecho del lago   |
|   |  | Estructura de la zona ribereña   |
| <b>INDICADORES QUÍMICOS Y FÍSICO-QUÍMICOS</b> | Generales  | Transparencia  |
|   |  | Condiciones térmicas   |
|   |  | Condiciones de oxigenación   |
|   |  | Salinidad  |
|   |  | Estado de acidificación  |
|   |  | Condiciones relativas a nutrientes   |
|   | Contaminantes específicos  | Contaminación producida por todas las sustancias prioritarias cuyo vertido se haya observado en la masa de agua.               |
|   |  | Contaminación producida por otras sustancias cuyo vertido, en cantidades significativas, se haya observado en la masa de agua. |

**Tabla 41.** Indicadores de calidad para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua de categoría *lago*.

#### 4.1.2. ANÁLISIS DE PRESIONES E IMPACTOS

El análisis de presiones e impactos (análisis IMPRESS), es decir, el estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y subterráneas, proporciona una primera idea del riesgo de no alcanzar el buen estado y la primera identificación de las aguas artificiales y muy modificadas, a efectos de considerar que su objetivo no es el buen estado, sino el buen potencial. El contenido de este análisis es el siguiente:

- Las presiones significativas sobre las masas de agua superficial, incluyendo la contaminación de fuente puntual y difusa, la extracción y regulación de caudal, las alteraciones morfológicas y otros tipos de incidencia antropogénica, así como la evaluación del impacto y la identificación de las masas en riesgo de no cumplir los objetivos medioambientales.

- Las presiones significativas sobre las masas de agua subterránea, incluyendo la contaminación de fuente puntual y difusa, la extracción de agua y recarga artificial, así como la evaluación del impacto y la identificación de las masas en riesgo de no cumplir los objetivos medioambientales.
- Las estadísticas de calidad de las aguas.
- La estadística disponible sobre los suministros y consumos de aguas en las diferentes zonas y subzonas, especificando los orígenes del recurso aplicado y los usos a los que se destina.
- Los datos sobre niveles piezométricos en acuíferos.
- El inventario de grandes infraestructuras hidráulicas y sus características fundamentales desde el punto de vista de la regulación y disponibilidad de recursos en cantidad y calidad.

#### **4.1.3. ANÁLISIS ECONÓMICO DE LOS USOS DEL AGUA**

El análisis económico de los usos del agua resulta también de singular importancia, tanto para la preparación del programa de medidas, donde las de carácter económico tienen un peso fundamental, como para la puesta en marcha del principio de recuperación de costes. Para obtener una caracterización de los usos del agua y establecer el grado de recuperación de los costes de los servicios del agua ha sido necesario procesar una gran cantidad de información que contempla:

- El mapa institucional de los servicios relacionados con la gestión de las aguas.
- La información para efectuar los cálculos sobre la recuperación de los costes de los servicios del agua, incluyendo los costes ambientales y del recurso en función de las proyecciones a largo plazo de su oferta y demanda y, en su caso, las previsiones de volumen, precios, inversiones y costes asociados a dichos servicios.

- Un resumen, con datos globales para el conjunto de la Demarcación, del análisis de recuperación de costes, incluyendo el coste de los servicios para los distintos usos del agua y el grado de recuperación de costes por parte de los usuarios.
- La información sobre las previsiones de los costes potenciales de las medidas para realizar el análisis coste-eficacia a efectos de su inclusión en el programa de medidas. La caracterización económica del uso del agua, incluyendo el análisis de tendencias.

#### **4.1.4. REGISTRO DE LAS ZONAS PROTEGIDAS**

El registro de zonas protegidas también de cada Demarcación Hidrográfica incluye las zonas declaradas como diferentes figuras de protección especial en virtud de normas específicas sobre protección de aguas superficiales y subterráneas, sobre conservación de hábitats y especies directamente dependientes del agua, y sus objetivos deben ser compatibles con los de aquellos valores que otorgan al área su condición de protegida. Dentro de tales figuras se incluyen:

- Las zonas en las que se realiza una captación de agua destinada al consumo humano siempre que proporcione un volumen de, al menos, diez metros cúbicos diarios o abastezca a más de cincuenta personas, así como, en su caso, los perímetros de protección delimitados.
- Las zonas que, de acuerdo con el respectivo plan hidrológico, se vayan a destinar en un futuro a la captación de agua para el consumo humano.
- Las masas de agua declaradas de uso recreativo, incluidas las zonas declaradas aguas de baño.
- Las zonas que hayan sido declaradas vulnerables en la aplicación de las normas sobre protección de las aguas contra contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias.

- Las zonas que hayan sido declaradas sensibles en la aplicación de las normas sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- Las zonas declaradas de protección de hábitats o especies en las que el mantenimiento o mejora del estado del agua constituye un factor importante de su protección.
- Los perímetros de protección de aguas minerales y termales aprobados de acuerdo con su legislación específica.

#### **4.2. ESTABLECIMIENTO DEL PROGRAMA DE MEDIDAS DE CONTROL**

La consecuencia más importante del análisis del riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales es el tipo de control que hay que establecer para las masas de agua que estén en dicho riesgo. Este control se llama control operativo y tiene por objeto determinar el estado de dichas masas y evaluar los cambios que se produzcan como consecuencia de los programas de medidas. El control operativo se lleva a cabo en especial en las masas de aguas en las que se vierten sustancias incluidas en la lista de sustancias prioritarias. La selección de los puntos de control se realiza de acuerdo con lo dispuesto en la legislación que establezca la norma de calidad para las sustancias prioritarias. En el caso de masas que presenten un riesgo debido a presiones importantes de fuentes puntuales, difusas e hidromorfológicas, el número de puntos de control será el suficiente para evaluar la magnitud y el impacto de las mismas. La evaluación de la magnitud del riesgo se basa en el control de los parámetros correspondientes al indicador biológico más sensible y al indicador hidromorfológico más sensible, así como de todas las sustancias prioritarias vertidas y resto de contaminantes.

Además del control operativo, se prevén otros tres tipos de programas de seguimiento: el control de vigilancia, el control de investigación y el control adicional para las zonas protegidas.

El programa de control de vigilancia es un control general que tiene por objetivo evaluar los impactos en las masas de agua y sus posibles cambios, tanto los debidos a las condiciones naturales como al resultado de la presión antropogénica.

El control de investigación tiene por finalidad el poder efectuar una investigación en profundidad de posibles causas de incumplimiento de los objetivos, así como el determinar la magnitud y los impactos de una contaminación accidental.

Finalmente, el control adicional para las zonas protegidas está relacionado con las características relevantes de dichas aguas como consecuencia de la protección de que disfrutan. Su objetivo es conocer dichas características especiales para poder controlarlas y evitar que los valores protegidos se puedan ver afectados. Se establecen para los puntos de extracción de agua potable y para las zonas de protección de hábitats y aves.

#### **4.2.1. CONTROL DE LAS MASAS DE AGUA DE LA CATEGORÍA LAGO SEGÚN LA DMA**

Para las masas de agua de la categoría *lago*, en los controles de vigilancia los parámetros correspondientes a los indicadores de calidad físico-químicos se controlarán con la periodicidad señalada en la Tabla 42, en la que también se señala el intervalo máximo para realizar los controles operativos, cuya concreción, sin embargo, corresponde a los Estados miembros. Tanto en los controles de investigación como en los operativos, la periodicidad puede incrementarse como consecuencia de conocimientos técnicos o la apreciación de los especialistas (juicio de experto). La periodicidad establecida para los controles deberá garantizar un nivel aceptable de fiabilidad y precisión y tendrá en cuenta el carácter variable de los parámetros debido a las condiciones naturales y antropogénicas.

| INDICADOR DE CALIDAD     |                          | PERIODICIDAD |
|--------------------------|--------------------------|--------------|
| <b>Biológicos</b>        | Fitoplacton              | 6 meses      |
|                          | Otra flora acuática      | 3 años       |
|                          | Macroinvertebrados       | 3 años       |
|                          | Peces                    | 3 años       |
| <b>Hidromorfológicos</b> | Hidrología               | 1 mes        |
|                          | Morfología               | 6 años       |
|                          | Continuidad              | -----        |
| <b>Físico-químicos</b>   | Condiciones térmicas     | 3 meses      |
|                          | Oxigenación              | 3 meses      |
|                          | Salinidad                | 3 meses      |
|                          | Estado de los nutrientes | 3 meses      |
|                          | Estado de acidificación  | 3 meses      |
|                          | Otros contaminantes      | 3 meses      |
|                          | Sustancias prioritarias  | 1 mes        |

**Tabla 42.** Periodicidad para los controles de vigilancia de las masas de agua de la categoría lago.

### 4.3. PROCESO DE IMPLEMENTACIÓN Y CALENDARIO

La DMA proporciona un marco común de actuación para facilitar la homogeneización de las políticas de aguas en los distintos países miembros de la Unión Europea con el suficiente margen para adaptarse a las diversas situaciones biofísicas, políticas y socioeconómicas. Define un calendario común y un protocolo general de actuación muy detallado pero adaptable, siendo responsabilidad de cada Estado miembro la concreción de la forma de alcanzar el buen estado de las masas de agua.

Los plazos para el logro de los objetivos ambientales de la DMA, así como para el desarrollo de los distintos aspectos que permiten su aplicación efectiva vienen regulados por los artículos 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 21, 22 y 24 y se resumen en la Tabla 43.

|                       |  |
|-----------------------|--|
| <b>Diciembre 2000</b> | Aprobación y entrada en vigor.   |
| <b>Diciembre 2003</b> | Establecimiento del marco de trabajo: <ul style="list-style-type: none"> <li>– Transposición a las legislaciones de los Estados miembros (art.24).</li> <li>– Definición de las Demarcaciones Hidrográficas y designación de las Autoridades Competentes (art. 3).</li> </ul>  |
| <b>Diciembre 2004</b> | Primer análisis del riesgo de no alcanzar los objetivos: <ul style="list-style-type: none"> <li>– Análisis de las características de la Demarcación Hidrográfica (art. 5).</li> <li>– Presiones e impacto ambiental de la actividad humana (art. 5)</li> <li>– Análisis económico de su uso (art. 5).</li> <li>– Registro de zonas protegidas (art. 5).</li> </ul> |
| <b>Diciembre 2006</b> | Establecimiento de los programas de control y seguimiento (art. 8).<br>Definición de la Red de Intercalibración.   |
| <b>Diciembre 2008</b> | Consulta pública del borrador del Plan Hidrológico de Cuenca (art. 14).  |
| <b>Diciembre 2009</b> | Análisis definitivo de no alcanzar los objetivos.<br>Implantación de programas de medidas (art. 11.7).<br>Desarrollo de los Planes Hidrológicos de Cuenca (art. 13).   |
| <b>Diciembre 2010</b> | Operatividad del sistema de precios para uso eficiente de los recursos hídricos (art. 9).  |
| <b>Diciembre 2012</b> | Operatividad del sistema de medidas (art. 11): <ul style="list-style-type: none"> <li>– Evaluación de primer periodo.</li> <li>– Preparación del siguiente.</li> </ul>   |
| <b>Diciembre 2015</b> | Cumplimiento de los objetivos medioambientales: Alcanzar el buen estado de las masas de agua (art. 4).   |

**Tabla 43.** Calendario para la implantación de la DMA.

Hay que destacar que la complejidad del proceso de implementación ha sido, y es, grande debido a muchos y diversos aspectos, entre los que cabe señalar la gran diversidad de los ecosistemas de la Europa comunitaria, la diversidad de características físicas, biológicas y ambientales de las masas de agua, la diversidad de aspectos sociales y económicos de los países afectados, la diversidad institucional, administrativa y legal y la incertidumbre en aspectos técnicos y económicos, por novedosos.

Por todo ello, la aplicación práctica de la DMA está suponiendo un complejo reto para los Estados miembros a realizar de la forma más homogénea y más coordinada posible para que tanto los Estados, como la propia Comisión, interpreten de la misma forma sus preceptos. El mecanismo, con el que se ha intentado dar un enfoque conjunto para desarrollar interpretaciones comunes, ha sido un procedimiento no vinculante conocido como *Estrategia Común de Implementación (Common Implementation Strategy, CIS)*, acordado en el seno de la Unión Europea en mayo de 2001 bajo el auspicio de los Directores del agua. Esta Estrategia Común, puesta en marcha durante ese mismo año

con diez grupos de trabajo temáticos y tres foros de asesoramiento de expertos, se centró en las siguientes actividades y series de medidas:

- Elección de determinadas cuencas pilotos, representativas de los diferentes ecosistemas en cada una de las fases.
- Elaboración de guías técnicas para cada uno de los procesos.
- Reuniones interministeriales e interdemarcaciones para traspaso de información, experiencia, gestión de datos y toma de decisiones.
- Aplicación, ensayo y validación.

Para la comprobación de la efectividad de las guías y su aplicación cruzada se estableció una red de cuencas piloto con 15 cuencas nacionales y transfronterizas: Scheldt (Bélgica, Francia y Holanda); Odense Fjord (Dinamarca); Oulujoki (Finlandia); Moselle-Sarre (Francia, Alemania y Luxemburgo); Marne (Francia); Neisse (Alemania, Polonia y República Checa); Pinlos (Grecia); Shannon (Irlanda); Ribble (Reino Unido); Cecina y Tevere (Italia); Suldalslågen (Noruega); Guadiana, parte portuguesa (Portugal); Somes (Rumanía, Hungría); Júcar (España). Para la difusión de la información generada se creó un Sistema Europeo de Gestión de la Información CIRCA (Communication Information Resource Center Administrator), que permite la rápida comunicación a la Comisión Europea de los resultados obtenidos en las diferentes Demarcaciones y, al mismo tiempo, se mantiene permanentemente informados a los ciudadanos europeos sobre la política y la calidad de las aguas.

La concreción local de los objetivos dentro de los límites definidos por los protocolos establecidos en la propia Directiva y desarrollados posteriormente en el marco de la Estrategia Común de Implementación, junto con la aplicación de calendarios comunes, debe garantizar la eficacia de la política en la recuperación del estado de los ecosistemas acuáticos, evitando simultáneamente la distorsión de las condiciones de competencia que derivaría en una situación dumping ambiental. No obstante, la relativa proximidad de la fecha límite de aplicación, lleva a pensar que no será fácil alcanzar en fecha fija ese



ansiado buen estado ecológico. En cualquier caso, la Directiva es el primer paso en el camino difícil y farragoso de la gestión del agua con criterios de sostenibilidad ambiental.

## **5. APLICACIÓN DE LA DMA A MASAS DE AGUA DE LA CATEGORÍA LAGO EN ESPAÑA**

En España, la definición y delimitación de las categorías de aguas superficiales, la tipificación e identificación de masas de agua y establecimientos de condiciones de referencia se realiza según los criterios técnicos establecidos para la elaboración de los planes hidrológicos de cuenca en la Orden<sup>(1)</sup> ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica, fundamentados y complementados con las propuestas metodológicas de los Centros de Estudios Hidrográficos y Costas del Centro de Experimentación de Obras Públicas del Ministerio de Fomento (CEDEX), institución responsable, junto con el Instituto Geológico y Minero de España y las Confederaciones Hidrográficas, del asesoramiento y asistencia técnica al Ministerio con competencias en medio ambiente en los trabajos de implantación de la DMA. Esta Instrucción es de aplicación para la elaboración de los planes hidrológicos en las cuencas intercomunitarias.

Según esta Instrucción, las masas de agua podrán clasificarse, de acuerdo con su naturaleza, como naturales, artificiales o muy modificadas. En este apartado se analiza la aplicación, en España, de la DMA a masas de agua de la categoría lago.

### **5.1. MASAS DE AGUA NATURALES DE LA CATEGORÍA LAGO**

A nivel nacional se clasifican en la categoría *lago*, todas aquellas masas con una superficie mayor de 0,5 km<sup>2</sup>, con independencia de su profundidad, así como aquellas cuya superficie sea superior a 0,08 km<sup>2</sup> y que, al mismo tiempo, tengan una profundidad máxima superior a 3 metros. Asimismo, se incorporarán aquellos lagos o zonas húmedas que, aún no verificando estos criterios morfométricos, presenten, a juicio de la administración competente y de forma motivada, una especial relevancia ecológica, incluyendo, en todo caso, los humedales de importancia internacional de acuerdo con el Convenio de Ramsar que resulten asimilables a esta categoría.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2008/09/22/pdfs/A38472-38582.pdf>

Aunque los dos últimos criterios modifican el umbral de 50 hectáreas de superficie considerado en el Anexo II de la DMA, permite incluir lagos y lagunas de pequeño tamaño con un alto interés ambiental en la Península Ibérica (Camacho, 2010). La superficie de la masa corresponde a la del perímetro de máxima inundación en situación actual y la profundidad la máxima de la masa de agua. Se exceptúan las zonas húmedas y los lagos próximos a la costa, que se integrarán como aguas de transición o como aguas costeras según corresponda. De acuerdo con su naturaleza, los lagos podrán clasificarse como naturales, artificiales o muy modificados. En total se han considerado 300 masas como lagos naturales a nivel nacional (Martínez *et al.*, 2010).

En cuanto al proceso de tipificación de los lagos, la clasificación obtenida de acuerdo con el sistema A, establecido en el Anexo II de la Directiva, genera a nivel nacional 19 tipos de lago, existiendo dos comunes a las dos ecorregiones en que se divide el territorio. Esta clasificación no se ajusta adecuadamente al conjunto de lagos españoles, debido tanto a los umbrales propuestos para las variables, como por la conveniencia de introducir alguna variable no contemplada en dicho sistema A. Por tanto, tal como ha propuesto el CEDEX, se ha definido una tipología basada en el sistema B, utilizando 9 variables y definiendo 30 tipos.

Las 9 variables consideradas, simples, fácilmente disponibles y determinantes para las comunidades biológicas, son las relacionadas en la Tabla 44: índice de humedad, altitud, origen, hidroperiodo, régimen de aportación, tamaño, profundidad máxima, conductividad y alcalinidad. Unas variables resultan discriminantes para determinados tipos, mientras que otras lo son para otros, siguiéndose un proceso jerárquico de clasificación.

| <b>FACTORES FÍSICOS Y QUÍMICOS QUE DETERMINAN LAS CARACTERÍSTICAS DEL LAGO Y, POR ENDE, LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD BIOLÓGICA</b>  |
|--|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>- Índice de humedad (P/ETP: latitud, longitud, temperatura).</li> <li>- Altitud.</li> <li>- Origen del lago.</li> <li>- Régimen de aportación.</li> <li>- Hidroperiodo (tiempo de residencia, fluctuación nivel de agua).</li> <li>- Tamaño (ha).</li> <li>- Profundidad (m).</li> <li>- Conductividad (<math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>).</li> <li>- Alcalinidad (meq/l).</li> </ul> |

**Tabla 44.** Variables empleadas en la propuesta de tipologías de lagos mediante el sistema B.

La primera variable que se emplea es el índice de humedad, definido como el cociente entre la precipitación media anual y la evapotranspiración potencial calculada mediante el método de Penman-Monteith. Se distinguen dos rangos del índice de humedad, superior e inferior a dos, con objeto de diferenciar las zonas muy húmedas del resto de zonas. Seguidamente se establece una nueva división en función de la altitud, considerada como la cota sobre el nivel del mar de la lámina de agua del lago correspondiente a la máxima inundación (umbrales 15-1200 m; 1000-1500 m). A continuación se considera el origen del lago, variable no cuantitativa función del factor predominante en su génesis. La cuarta variable es el régimen de aportación, diferenciando tres grupos en función de que el aporte sea mayoritariamente superficial (*lagos epigénicos*), mayoritariamente subterráneo (*lagos hipogénicos*) o con igual importancia de las componentes superficial y subterránea en la aportación total (*lago mixto*). La quinta variable de tipificación es el hidroperiodo, relativa a la frecuencia y persistencia de la inundación en la cubeta, distinguiendo dos posibilidades: *permanente* y *temporal*. Dentro de los permanentes, se incluye fluctuante, no fluctuante y los semipermanentes, es decir, aquéllos que quedan secos de forma muy esporádica y bajo condiciones extremas (criterio del Inventario de lagos y humedales de España de 1996). En los temporales se incluyen los sistemas estacionales y los sistemas erráticos. La sexta variable del proceso de tipificación es el tamaño, considerado como la superficie de la lámina de agua correspondiente a la máxima inundación en situación actual. La séptima variable es la profundidad máxima del lago, correspondiente a la lámina de máxima inundación en situación actual. Dentro de los lagos de montaña

permanentes se establece el umbral de 10 m por corresponder, aproximadamente, a la profundidad a partir de la cual se suele producir estratificación térmica estable en verano en estos lagos. La octava variable es la conductividad, estableciéndose cuatro clases mediante rangos orientativos y referidos al periodo de máxima inundación en años hidrológicos normales: de mineralización baja (oligosalinos o aguas dulces) con valor de la conductividad inferior a 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; de mineralización media (subsalmos) con valor de la conductividad entre 500-3.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; de mineralización alta o muy alta (hiposalinos y mesosalinos) con valor de la conductividad entre 30.000 y 50.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; hipersalmos, con valor de la conductividad superior a 50.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . La última variable empleada es la alcalinidad, que refleja la geología, tanto de la cuenca vertiente como de la propia cubeta. Cuando la alcalinidad es inferior a 1 meq/l se considera de aguas ácidas y, en caso contrario, de aguas alcalinas, salvo en los lagos de media y alta montaña de los tipos 1 al 8, en los que se considera el límite de 0,2 meq/l.

De los 30 tipos definidos, 9 corresponden a lagos de media y alta montaña, distinguiéndose el origen exclusivamente glaciar de los lagos ácidos y el origen glaciar o glacio-karst de los lagos alcalinos, tal como se ilustra en la Figura 65 (Martínez *et al.*, 2010).

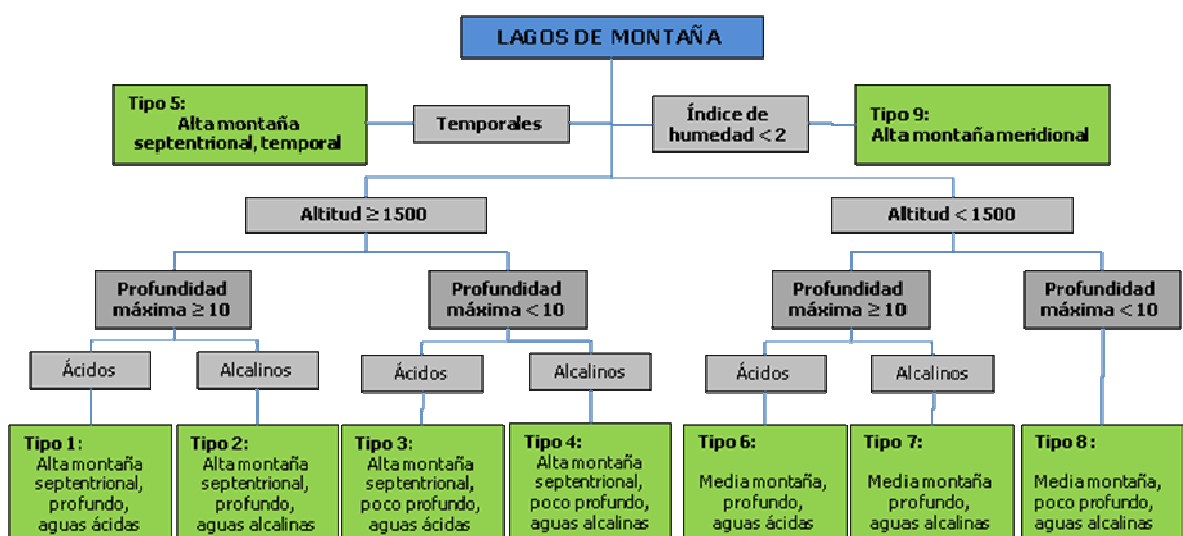


Figura 65. Tipos de lago de alta y media montaña (Martínez *et al.*, 2010).

6 corresponden a lagos cársticos, distinguiéndose entre los que se desarrollan sobre materiales calcáreos y los que se desarrollan en materiales evaporíticos (Figura 66).

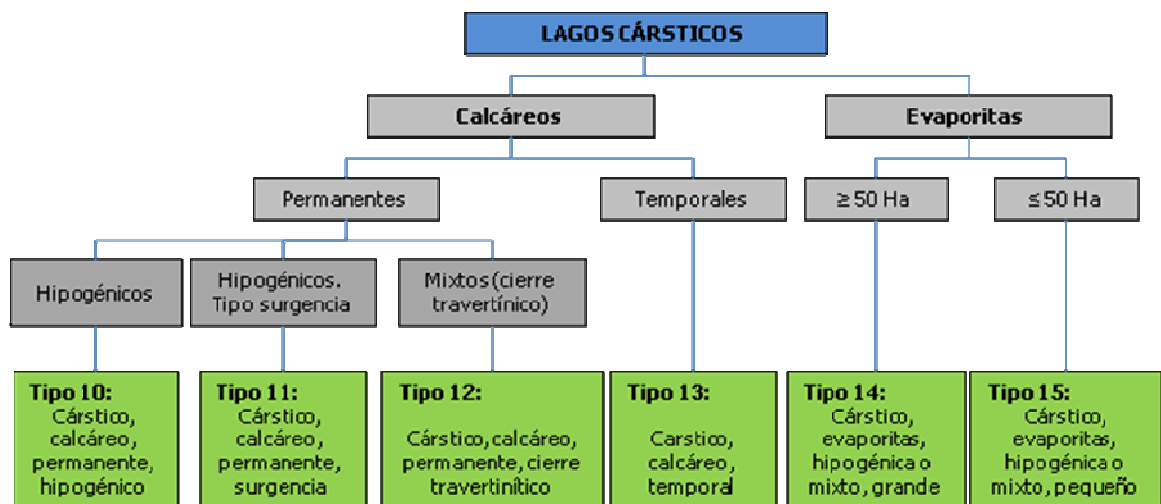


Figura 66. Tipos de lagos Cársticos (Martínez et al., 2010).

12 corresponden a lagunas y humedales interiores en cuenca de sedimentación, originados por procesos genéticos diversos (tectónico-estructurales, aluviales, erosivos, carstificación sin colapso... etc) tal como se especifica en la Figura 67:

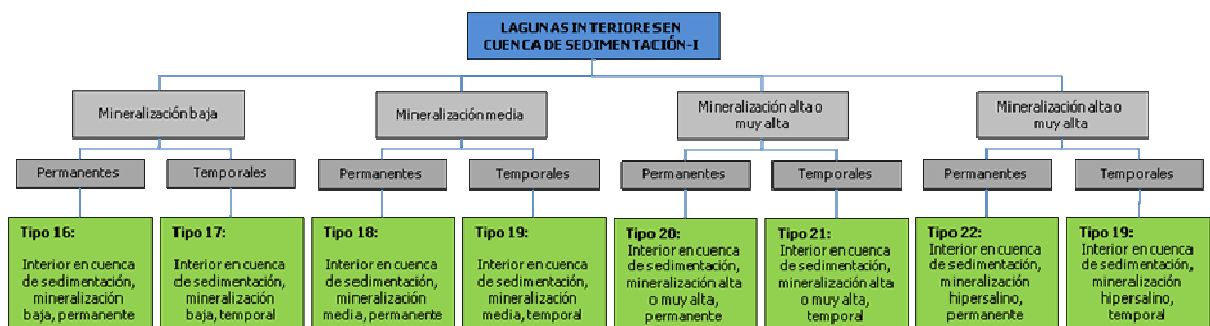
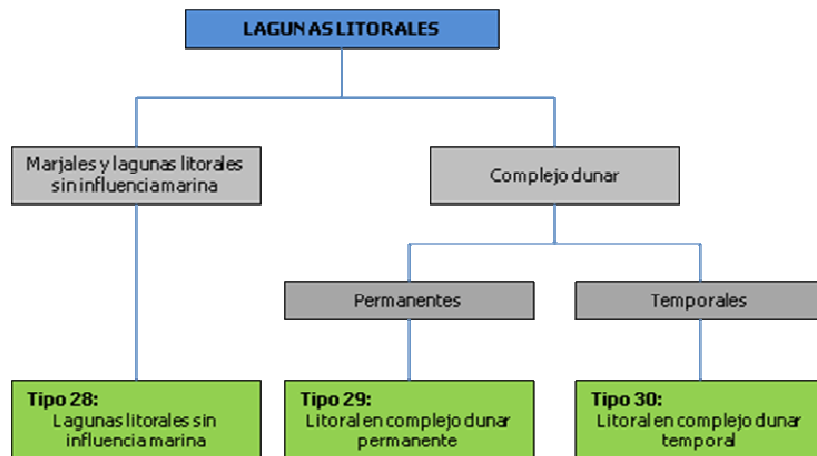


Figura 67. Tipos de lagunas interiores en cuenca de sedimentación (Martínez et al., 2010).

y 3 son lagunas litorales (Figura 68).



**Figura 68.** Tipos de lagunas litorales (Martínez et al., 2010).

La clasificación de cada masa en un determinado tipo se basará en los valores que presenten las variables que definen la tipología para cada masa en condiciones naturales, de acuerdo con los umbrales y rangos orientativos reflejados en la Tabla 45 y que corresponden a los señalados en el Anexo II de la Instrucción de Planificación Hidrológica. Esta tipología no es definitiva, ya que puede ser modificada con el estudio de las condiciones de referencia. Además, el tipo asignado finalmente a una masa podrá ser diferente del obtenido a partir de dicha Tabla siempre que sea debidamente justificado.

|    | Índice humedad | Altitud (m)  | Origen   | Régimen de aportación | Hidroperiodo | Tamaño (ha) | Profundidad (m) | Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | Alcalinidad ( $\text{meq}/\text{l}$ ) |
|----|----------------|--------------|--|-----------------------|--------------|-------------|-----------------|---|---------------------------------------|
| 1  | $\geq 2$       | $\geq 1.500$ | Glaciar  | Epigénico             | Permanente   | $< 50$      | $\geq 10$       | $< 500$                                   | $< 0,2$                               |
| 2  | $\geq 2$       | $\geq 1.500$ | Glaciar o glacio-karst                           | Mixto                 | Permanente   | $< 50$      | $\geq 10$       | $< 500$                                   | $\geq 0,2$                            |
| 3  | $\geq 2$       | $\geq 1.500$ | Glaciar  | Epigénico             | Permanente   | $< 50$      | $< 10$          | $< 500$                                   | $< 0,2$                               |
| 4  | $\geq 2$       | $\geq 1.500$ | Glaciar o glacio-karst                           | Mixto                 | Permanente   | $< 50$      | $< 10$          | $< 500$                                   | $\geq 0,2$                            |
| 5  | $\geq 2$       | $\geq 1.500$ | Glaciar  | Epigénico             | Temporal     | $< 50$      | $< 3$           | $< 500$                                   | $< 0,2$                               |
| 6  | $\geq 2$       | 900-1.500    | Glaciar  | Epigénico             | Permanente   | $\geq 50$   | $\geq 10$       | $< 500$                                   | $< 0,2$                               |
| 7  | $\geq 2$       | 1.000-1.500  | Glaciar o glacio-karst                           | Mixto                 | Permanente   | $< 50$      | $\geq 10$       | $< 500$                                   | $\geq 0,2$                            |
| 8  | $\geq 2$       | 1.000-1.500  | Glaciar o glacio-karst                           | Mixto                 | Permanente   | $< 50$      | $< 10$          | $< 500$                                   | $< 1$                                 |
| 9  | $< 2$          | $\geq 2.000$ | Glaciar  | Epigénico             | Permanente   | $< 50$      | $\geq 3$        | $< 500$                                   | $\geq 1$                              |
| 10 | $< 2$          | $\geq 1.500$ | Cárstico-calcáreo                                | Hipogénico            | Permanente   | $< 50$      | $\geq 3$        | $< 3.000$                                 | $< 1$                                 |
| 11 | $< 2$          | 5-1.500      | Cárstico-calcáreo Surgencia                      | Hipogénico            | Permanente   | $< 50$      | $< 3$           | 500-3.000                                 | $\geq 1$                              |
| 12 | $< 2$          | 15-1.500     | Cárstico-calcáreo travertínico                   | Mixto                 | Permanente   | Cualquiera  | $\geq 3$        | $< 3.000$                                 | $\geq 1$                              |
| 13 | $< 2$          | 15-1.500     | Cárstico-calcáreo                                | Hipogénico            | Temporal     | $< 50$      | $\geq 3$        | $< 3.000$                                 | $\geq 1$                              |
| 14 | $< 2$          | 15-1.500     | Cárstico-evaporitas                              | Hipogénico o mixto    | Permanente   | $\geq 50$   | $\geq 3$        | 500-3.000                                 | $\geq 1$                              |
| 15 | $< 2$          | 15-1.500     | Cárstico-evaporitas                              | Hipogénico o mixto    | Permanente   | $< 50$      | $\geq 3$        | 500-3.000                                 | $\geq 1$                              |
| 16 | $< 2$          | 15-1.500     | Procesos genéticos diversos                      | Mixto                 | Permanente   | Cualquiera  | $< 5$           | $< 500$                                   | Cualquiera                            |
| 17 | $< 2$          | 15-1.500     | Procesos genéticos diversos                      | Mixto                 | Temporal     | Cualquiera  | $< 3$           | $< 500$                                   | Cualquiera                            |
| 18 | $< 2$          | 15-1.500     | Procesos genéticos diversos                      | Mixto                 | Permanente   | Cualquiera  | $< 3$           | 500-3.000                                 | $\geq 1$                              |
| 19 | $< 2$          | 15-1.500     | Procesos genéticos diversos                      | Mixto                 | Temporal     | Cualquiera  | $< 3$           | 500-3.000                                 | $\geq 1$                              |
| 20 | $< 2$          | 15-1.500     | Procesos genéticos diversos                      | Mixto                 | Permanente   | Cualquiera  | $< 3$           | 3.000-50.000                              | $\geq 1$                              |
| 21 | $< 2$          | 15-1.500     | Procesos genéticos diversos                      | Mixto                 | Temporal     | Cualquiera  | $< 3$           | 3.000-50.000                              | $\geq 1$                              |
| 22 | $< 2$          | 15-1.500     | Procesos genéticos diversos                      | Mixto                 | Permanente   | Cualquiera  | $< 6$           | $> 50.000$                                | $\geq 1$                              |
| 23 | $< 2$          | 15-1.500     | Procesos genéticos diversos                      | Mixto                 | Temporal     | Cualquiera  | $< 3$           | $> 50.000$                                | $\geq 1$                              |
| 24 | $< 2$          | 5-1.500      | Fluvial. Tipo llanura de inundación              | Mixto                 | Cualquiera   | Cualquiera  | $< 3$           | $< 3.000$                                 | $\geq 1$                              |
| 25 | $< 2$          | 5-1.500      | Fluvial. Tipo llanura de inundación              | Mixto                 | Cualquiera   | Cualquiera  | $< 3$           | 3.000-50.000                              | $\geq 1$                              |
| 26 | $< 2$          | 5-1.500      | Fluvial. Tipo llanura de inundación              | Mixto                 | Cualquiera   | Cualquiera  | $< 10$          | 500-3.000                                 | $\geq 1$                              |
| 27 | $< 2$          | 15-1.500     | Asociado a turberas alcalinas                    | Hipogénico            | Permanente   | $< 50$      | $< 3$           | 3.000-50.000                              | $\geq 1$                              |
| 28 | $< 2$          | $< 15$       | Marjales y lagunas litorales sin fluencia marina | Mixto                 | Permanente   | Cualquiera  | $< 3$           | 500-50.000                                | $\geq 1$                              |
| 29 | $< 2$          | $< 70$       | Complejo dunar                                   | Mixto                 | Permanente   | Cualquiera  | $< 3$           | $< 3.000$                                 | $\geq 1$                              |
| 30 | $< 2$          | $< 70$       | Complejo dunar                                   | Mixto                 | Temporal     | $< 50$      | $< 3$           | $< 3.000$                                 | $\geq 1$                              |

Tabla 45. Valores y rangos de las variables que definen la tipología de lago.



Para cada uno de los ecotipos considerados se definirán las condiciones de referencia que representan los valores correspondientes al muy buen estado ecológico de los elementos de calidad biológicos: fitoplancton, macrófitos, fitobentónicos, fauna bentónica de invertebrados y fauna ictiológica. Se han preseleccionado más de 60 masas de agua de referencia del mejor estado siguiendo los criterios de la guía REFCOND de acuerdo con los criterios: uso del suelo, alteración morfológica, alteración hidrológica, vertidos directos, introducción de especies exóticas, aprovechamiento recreativo, conexión con la masa de agua subterránea asociada, estados de la masa de agua subterránea asociada, estado de la masa superficial asociada y estado trófico. Para muchos de los tipos va a ser difícil encontrar masas de agua que reúnan la condición del buen estado, teniendo en cuenta su escaso número y su ubicación en zonas agrícolas. Por ello, se ha evaluado la posibilidad de intercalibrar alguno de nuestros tipos dentro del GIC Mediterráneo, concretamente los calcáreos. El problema es el escaso número de masas de agua declaradas por el resto de países integrantes de este GIC (Martínez *et al.*, 2010).

Preseleccionados lagos de referencia, se han definido los protocolos de muestreo y determinación para los elementos de calidad biológicos de los lagos (fitoplancton y macrófitos) por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y se han seleccionado las métricas para los mismos. Para el fitoplancton las métricas seleccionadas, en consonancia con las recomendaciones contenidas en la IPH, son:

- Abundancia en composición (porcentaje de cianobacterias).
- Concentración de clorofila-a (todos los tipos, excepto 13 y 15) en mg/m<sup>3</sup>.
- Biovolumen total de fitoplancton (tipos 1 al 15, excepto el 13).

Para otra flora acuática (macrófitos), la métrica seleccionada dependerá del tipo de lago en función de las presiones e impactos (hidromorfológicos, eutrofización y especies exóticas). Estas métricas, para las diferentes presiones e impactos, son:

- Hidromorfológicos: presencia/ausencia de hidrófitos, riqueza de especies de macrófitos, cobertura total de hidrófitos, cobertura total de helófitos, cobertura total de macrófitos (hidrófilos+helófitos).

- Eutrofización: índice de diatomeas, cobertura de especies de macrófitos indicadoras de condiciones eutróficas.
- Especies exóticas: cobertura de especies exóticas de macrófitos.

Para la fauna bentónica de invertebrados, las métricas propuestas son el índice de Shannon y la riqueza taxonómica; y para la fauna ictiológica, la proporción de individuos de especies autóctonas.

Para la evaluación de los indicadores hidromorfológicos en lagos, las métricas propuestas se detallan en la Tabla 46.

| INDICADORES                              | MÉTRICA  |
|--|--|
| Volumen e hidrodinámica del lago         | Alteraciones en el régimen de llenado.<br>Alteraciones en el régimen de vaciado.<br>Alteraciones en el régimen de estratificación.<br>Alteraciones en el hidropериодо y en el régimen de fluctuación del nivel del agua. |
| Tiempo de residencia                     | -  |
| Conexión con las aguas subterráneas      | Alteraciones en el régimen de llenado.   |
| Variación de la profundidad del lago     | Alteraciones en el régimen de colmatación.   |
| Cantidad, estructura y sustrato del lago | Alteraciones en el estado y estructura de la cubeta.   |
| Estructura de la zona ribereña           | Alteraciones en el estado y estructura ribereña.   |

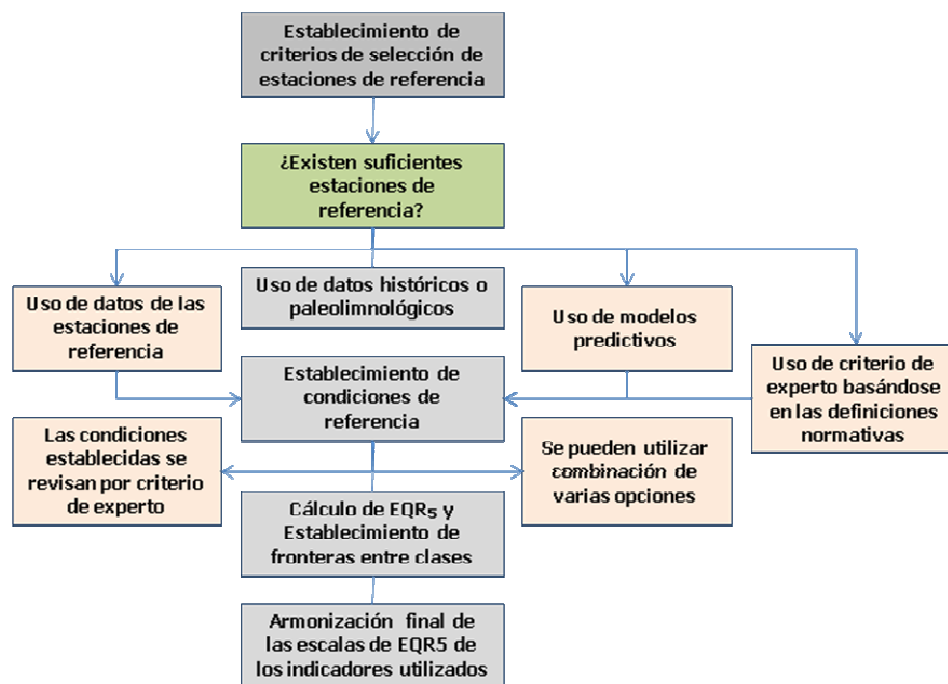
**Tabla 46.** Métricas propuestas para la evaluación de indicadores hidromorfológicos en lagos.

Las métricas propuestas para la evaluación de los indicadores físico-químicos en lagos son las indicadas en la Tabla 47.

| INDICADORES                        | MÉTRICA                                    |
|------------------------------------|--|
| Transparencia                      | Profundidad de visión del disco de Secchi. |
| Condiciones térmicas               | Temperatura del agua.                      |
| Condiciones de oxigenación         | Oxígeno disuelto.                          |
|                                    | Tasa de saturación del oxígeno.            |
| Salinidad                          | Conductividad eléctrica a 20 °C.           |
| Estado de acidificación            | pH.  |
|                                    | Alcalinidad.                               |
| Condiciones relativas a nutrientes | Amonio total.                              |
|                                    | Nitratos.                                  |
|                                    | Fosfatos.                                  |
|                                    | Opcional: nitrógeno total y fósforo total. |

**Tabla 47.** Métricas propuestas para la evaluación de indicadores físico-químicos en lagos.

En cuanto a las condiciones de referencia y valores umbral entre clases, las opciones se están estableciendo siguiendo las recomendaciones del Working Group 2.3. REFCOND 2005, teniendo en cuenta la variabilidad temporal. Dichas opciones se esquematizan en la Figura 69.



**Figura 69.** Opciones para el establecimiento de condiciones de referencia (Working Group 2.3.- REFCOND, 2005).

Se han utilizado datos de masas de referencia, obtenidos de las redes oficiales y de trabajos de investigación, y el criterio de experto, complementados con datos de otras masas. Los criterios aplicados para establecer las condiciones de referencia y para los valores frontera entre clase han sido:

- Tipos de lago con estaciones de referencia: mediana para las condiciones de referencia y percentiles para valores frontera entre clases.
- Tipos sin estaciones de referencia o sin datos: Criterio EPA 2000 (Nutrient Criteria, Technical Guidance Manual. Lakes and reservoirs. First edition. Environment Protection Agency of United States. Washington) y criterio de experto, más estadísticas de apoyo.

Sobre los datos obtenidos se ha realizado un análisis de agrupamiento de tipos para apoyo y, finalmente, la validación y ajuste mediante criterio de experto (Figura 70).

| Tipología  | Valor de ref. <sup>(1)</sup> | Niveles de calidad determinados mediante la evaluación de la "Concentración de Clorofila-a" <sup>(1)</sup> |                          |                          |                           |                    |
|--|------------------------------|--|--------------------------|--------------------------|---------------------------|--------------------|
|  |                              | MB   | B                        | Mod                      | Def                       | Malo               |
| Tipo 1: alta montaña septentrional, profundo, aguas ácidas         | 1,0                          | (<1,5)<br>(>0,66)  | (1,5-2,2)<br>(0,66-0,45) | (2,3-3,3)<br>(0,44-0,30) | (3,4-6,7)<br>(0,29-0,15)  | (>6,7)<br>(<0,15)  |
| Tipo 2: alta montaña septentrional, profundo, aguas alcalinas      | 0,9                          | (<1,4)<br>(>0,64)  | (1,4-2,1)<br>(0,63-0,42) | (2,2-3,1)<br>(0,41-0,29) | (3,2-6,2)<br>(0,28-0,14)  | (>6,2)<br>(<0,14)  |
| Tipo 3: alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas    | 1,3                          | (<1,9)<br>(>0,68)  | (1,9-2,6)<br>(0,68-0,50) | (2,7-3,9)<br>(0,49-0,33) | (4,0-7,7)<br>(0,32-0,16)  | (>7,7)<br>(<0,16)  |
| Tipo 4: alta montaña septentrional, poco profundo, aguas alcalinas | 1,5                          | (<2,3)<br>(>0,65)  | (2,4-3,5)<br>(0,65-0,43) | (3,6-5,8)<br>(0,42-0,25) | (5,9-11,5)<br>(0,25-0,13) | (>11,5)<br>(<0,13) |
| Tipo 5: alta montaña septentrional, temporal                       | 1,8                          | (<2,9)<br>(>0,62)  | (3,0-4,9)<br>(0,61-0,37) | (5,0-7,9)<br>(0,36-0,23) | (8,0 - 14)<br>(0,22-0,12) | (>14,0)<br>(<0,12) |
| Tipo 6: media montaña, profundo, aguas ácidas                      | 1,5                          | (<2,3)<br>(>0,62)  | (2,4-4,2)<br>(0,61-0,42) | (4,3-7,1)<br>(0,41-0,34) | (7,2-13,5)<br>(0,33-0,20) | (>13,5)<br>(<0,20) |
| Tipo 7: media montaña, profundo, aguas alcalinas                   | 1,6                          | (<2,7)<br>(>0,59)  | (2,8-3,6)<br>(0,59-0,43) | (3,7-5,7)<br>(0,43-0,27) | (5,8,-7,9)<br>(0,27-0,20) | (>7,9)<br>(<0,20)  |
| Tipo 8: media montaña, poco profundo, aguas alcalinas              | 1,8                          | (<3)<br>(>0,60)  | (3,0-5,3)<br>(0,60-0,33) | (5,4-7,8)<br>(0,32-0,22) | (7,9-15,2)<br>(0,21-0,11) | (>15,2)<br>(<0,11) |
| Tipo 9: alta montaña meridional <sup>(2)</sup>                     | 0,5                          | (<0,6)<br>(>0,83)  | (0,6-0,7)<br>(0,83-0,71) | (0,8-0,9)<br>(0,70-0,56) | (1-1,3)<br>(0,55-0,42)    | (>1,3)<br>(<0,42)  |

**Figura 70.** Propuesta de condiciones de referencia y valores frontera entre clases del estado ecológico para la métrica "concentración de clorofila-a" para lagos de montaña (CEDEX, 2009).

Establecidas las condiciones de referencia y los valores umbral entre los diferentes tipos de lago, la metodología para evaluar el estado ecológico de una determinada masa de agua de un ecotipo de la categoría lago se recoge en la Figura 71.

| EC BIOLÓGICOS | EC FQ    | EC HMF | ESTADO FINAL |
|---------------|----------|--------|--------------|
| MB            | MB       | MB     | MB           |
|               | MB/B     | B      | B            |
|               | MOD      | MB/B   | MOD          |
| B             | MB/B     | MB/B   | B            |
|               | MOD      | --     | MOD          |
| MOD           | MB/B     | --     | MOD          |
|               | MOD      | --     | MOD          |
| DEF           | MB/B/MOD | --     | DEF          |
| MA            | MB/B/MOD | --     | MA           |

**Figura 71.** Metodología para la clasificación del estado ecológico de los ecotipos de la categoría lago (CEDEX, 2009).

Los pasos a seguir para realizar esta evaluación del estado ecológico son:

- Normalización de condiciones de referencia EQR.
- Evaluación estado ecológico según los criterios del Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino (2009) y especificaciones CEDEX por métricas.
- Agregación de datos interanuales por media.
- Agregación de datos interanuales según tendencia.
- Combinación de métricas de un mismo elemento de calidad (métricas multipresión y métricas que responden a la misma presión mediante promedio y a distintas presiones aplicando el criterio "one out, all out").
- Ponderación de métricas, según mismo o distinto peso.
- Combinación de elementos de calidad según el criterio "one out, all out".

## **5.2. MASAS DE AGUA ARTIFICIALES DE LA CATEGORÍA LAGO**

Según la Instrucción de Planificación Hidrológica, las masas de agua de la categoría *lago* se identificarán como artificiales cuando, habiendo sido creadas por la actividad humana, se cumplan las siguientes condiciones:

- Que, previamente a la alteración humana, no existiera presencia física de agua sobre el terreno o, de existir, que no fuese significativa a efectos de su consideración como masa de agua.
- Que tenga unas dimensiones suficientes para ser considerada como masa de agua significativa.
- Que el uso al que está destinada la masa de agua no sea incompatible con el mantenimiento de un ecosistema asociado y, por tanto, con la definición de un potencial ecológico.

Entre las condiciones que señala la Instrucción, a tener en cuenta para la identificación de las masas de agua artificiales, están:

- Las balsas artificiales con una superficie de lámina de agua igual o superior a 0,5 km<sup>2</sup>.
- Embalses destinados a abastecimiento urbano, situados sobre cauces no considerados como masa de agua, con independencia de su superficie, así como los destinados a otros usos que tengan una superficie de lámina de agua igual o superior a 0,5 km<sup>2</sup> para el máximo nivel normal de explotación, excepto aquéllos destinados exclusivamente a la laminación de avenidas.
- Canales cuyas características y explotación no sean incompatibles con el mantenimiento de un ecosistema asociado y de un potencial ecológico, siempre que su longitud sea igual o superior a 5 km y tenga un caudal medio anual de, al menos, 100 l/s.

- Graveras que han dado lugar a la aparición de una zona húmeda artificial con una superficie igual o superior a 0,5 km<sup>2</sup>.

La clasificación en tipos de masa de agua artificial se llevará a cabo de conformidad con los descriptores correspondientes a la categoría de aguas superficiales a la que más se parezca la masa. Para las masas artificiales asimilables a lagos, esto es, para los lagos artificiales, se ha definido una tipología mediante el Sistema B, empleando 6 variables y definiendo 13 tipos, que se resumen en la Tabla 48.

| TIPO | DENOMINACIÓN   |
|------|--|
| 1    | Monomíctico, silíceo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15°C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.  |
| 2    | Monomíctico, silíceo de zonas húmedas, con temperatura media anual mayor de 15°C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.  |
| 3    | Monomíctico, silíceo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal.  |
| 4    | Monomíctico, silíceo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.  |
| 5    | Monomíctico, silíceo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal.   |
| 6    | Monomíctico, silíceo de zonas no húmedas, pertenecientes a tramos bajos de los ejes principales.                                     |
| 7    | Monomíctico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15°C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos. |
| 8    | Monomíctico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual mayor de 15°C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos. |
| 9    | Monomíctico, calcáreo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal.   |
| 10   | Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.   |
| 11   | Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal.  |
| 12   | Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a tramos bajos de ejes principales.  |
| 13   | Dimíctico.   |

**Tabla 48.** Tipos de masas de agua muy modificadas y artificiales asimilables a lagos o lénticas.

Las variables utilizadas son: régimen de mezcla, alcalinidad (meq/l), índice de humedad, área de la cuenca (km<sup>2</sup>), temperatura media anual (°C) y altitud (m). El régimen de mezcla se refiere a la estratificación del lago, distinguiéndose entre monomíctico, que corresponde a un solo periodo de estratificación asociado a la época estival, y dimíctico, que corresponde a un doble periodo de estratificación, congelación invernal y estratificación estival. La alcalinidad es una medida del grado de mineralización del agua.

Esta variable se aplica únicamente a los lagos monomícticos, distinguiéndose entre calcáreo o silíceo utilizando el valor límite 1 meq/l. En masas de valores de alcalinidad comprendidos entre 1 y 2 meq/l, la asignación deberá ser coherente con la geología de la cuenca. El índice de humedad se define como el cociente entre la precipitación y la evapotranspiración potencial de Penman. El umbral se sitúa en 0,75 para lagos monomícticos y 2 para lagos dimícticos. El área de la cuenca es la superficie de la cuenca vertiente a la masa de agua. La temperatura media anual es la del aire en °C, calculada para el periodo 1940-1995. La sexta y última variable es la altitud o cota máxima sobre el nivel del mar de la lámina de agua.

La clasificación de cada masa en un determinado tipo se basará en los valores que presenten las variables que definen la tipología para cada masa en condiciones naturales, de acuerdo con los umbrales y rangos orientativos reflejados en la Tabla 49, que se corresponde con la del Anexo II de la Instrucción de Planificación Hidrológica.

| Número | Régimen mezcla | Alcalinidad (meq/l) | Índice de humedad | Área de la cuenca (km <sup>2</sup> ) | Temperatura media anual (°C) | Altitud (m) |
|--------|----------------|---------------------|-------------------|--------------------------------------|------------------------------|-------------|
| 1      | Monomíctico    | ≤ 1                 | ≥ 0,75            | < 1.000                              | < 15                         |             |
| 2      | Monomíctico    | ≤ 1                 | ≥ 0,75            | ≥ 1.000                              | ≥ 15                         |             |
| 3      | Monomíctico    | ≤ 1                 | ≥ 0,75            | < 1.000                              |                              |             |
| 4      | Monomíctico    | ≤ 1                 | < 0,75            | < 1.000                              |                              |             |
| 5      | Monomíctico    | ≤ 1                 | < 0,75            | 1.000-2.000                          |                              |             |
| 6      | Monomíctico    | ≤ 1                 | < 0,75            | ≥ 20.000                             |                              |             |
| 7      | Monomíctico    | > 1                 | ≥ 0,75            | < 1.000                              |                              |             |
| 8      | Monomíctico    | > 1                 | ≥ 0,75            | < 1.000                              | < 15                         |             |
| 9      | Monomíctico    | > 1                 | ≥ 0,75            | ≥ 1.000                              | ≥ 15                         |             |
| 10     | Monomíctico    | > 1                 | < 0,75            | < 1.000                              |                              |             |
| 11     | Monomíctico    | > 1                 | < 0,75            | 1.000-2.000                          |                              |             |
| 12     | Monomíctico    | > 1                 | < 0,75            | ≥ 20.000                             |                              |             |
| 13     | Dimíctico      |                     | >2                |                                      |                              |             |

**Tabla 49.** Valores y rangos de las variables que definen la tipología de lagos artificiales.

Para la definición del máximo potencial ecológico se utilizarán, en la medida de lo posible, los mismos elementos de calidad que se establezcan para la categoría de aguas superficiales *lago*. Los tipos en que se basen estos valores podrán corresponder a masas de agua naturales o ser específicos de masas de agua artificiales.



## **6. LOS LAGOS MINEROS DESDE LA PERSPECTIVA DE LA DMA**

Los lagos mineros son cuerpos artificiales de agua superficial, que necesitan una estimación ecológica de la calidad del agua y que tienen que ser monitorizados y gestionados de acuerdo a la Directiva Marco del Agua, con el fin de alcanzar o mantener un estado de las aguas que se corresponda con el *buen potencial ecológico*. Este concepto, como ya indicamos, es equivalente al de *buen estado ecológico* prescrito para los restantes cuerpos de agua, aunque menos exigente, ya que permite tolerar ciertos impactos ecológicos resultantes de alteraciones físicas que son necesarias para soportar un uso especificado o se deben mantener a fin de evitar efectos adversos sobre el medio ambiente más extenso (Delgado *et al.*, 2008b).

La Directiva Marco del Agua exige la evaluación y supervisión de estos cuerpos de agua cuando tienen una superficie superior a 0,5 km<sup>2</sup> estableciendo, para las masas artificiales de agua superficial, que los elementos de calidad deben ser los mismos que para las aguas superficiales naturales que más se asemejen a ellas. Los indicadores biológicos de calidad que deben utilizarse para la comparación con el tipo de masa de agua superficial natural que más se asimile y que se tomará como referencia del *buen potencial ecológico*, son cinco (EC, 2000): el fitoplancton, macro y microfitorbentos, macrozoobentos y los peces. Las condiciones hidromorfológicas sólo deben reflejar los impactos derivados de las características muy modificadas o artificiales de las masas de agua, una vez que se hayan tomado todas las medidas de mitigación para garantizar la mejor aproximación a la continuidad ecológica, en particular con respecto a la migración de la fauna y a las zonas de desove y cría adecuadas. Los parámetros físicos y químicos deberán ajustarse a las condiciones inalteradas y, en particular, las concentraciones de nutrientes deberán permanecer dentro de la gama normalmente asociada con tales condiciones.

Debido a que la historia de los lagos mineros es bastante corta, ya que las explotaciones a cielo abierto son relativamente recientes, no se han estudiado hasta hace poco y, por tanto, hasta el momento son escasos los trabajos desarrollados para clasificar las condiciones ecológicas de los lagos mineros existentes en nuestro país, para identificar los

cuerpos de agua naturales comparables a ellos y para establecer los elementos biológicos que pueden servir como indicadores de un *buen potencial ecológico* para determinar las condiciones de referencia de los lagos mineros.

En Alemania, sin embargo, desde 1994 se está investigando la limnología de los lagos mineros en la región de la Lusacia y, como consecuencia de estos estudios, se han encontrado patrones de colonización (Nixdorf *et al.*, 1998a, 1998b; Lessmann y Nixdorf, 2000, 2002; Wollmann *et al.*, 2000; Deneke, 2000) y flujos de materia metabólicos sustancialmente diferentes a los de los lagos naturales en una misma cuenca hidrográfica, que forma parte del sistema de los ríos Oder y Spree (Nixdorf *et al.*, 2003). En esta zona, los lagos mineros son a menudo ácidos (pH entre menos de 2,8 y 6) y se caracterizan por tener altas concentraciones de iones, de hierro y de sulfato y por presentar, normalmente, un estado oligotrófico y, más raramente, mesotrófico (Lessmann y Nixdorf, 2000). Los estudios han puesto en evidencia que la riqueza de especies de organismos planctónicos se incrementa con el aumento de pH, mientras que la productividad de las algas y las bacterias parece que es independiente de la acidez o pH y que está principalmente influenciada por la cantidad y la disponibilidad de carbono inorgánico y de fósforo. También se ha conocido que pueden describirse patrones de colonización por especies de fitoplancton y zooplancton de acuerdo a los diferentes niveles de acidez y pH (Lessmann y Nixdorf, 2000; Deneke, 2000).

El análisis de las condiciones ecológicas y las correspondientes sucesiones de plancton (phyto y zooplancton) en los lagos mineros de la Lusacia (Alemania) a través del gradiente de acidez, ha llevado a Lessmann y Nixdorf (1997) a proponer una clasificación tipológica de lagos mineros de acuerdo con su acidez, sistemas tampón y colonización planctónica, usando el plancton como elemento biológico para definir el estatus ecológico de estos lagos. Esta clasificación también tiene en cuenta otro rasgo característico del ambiente químico para organismos acuáticos en lagos mineros, como es la influencia de tres diferentes sistemas tampón, a través del gradiente de pH de 3 a 6. Este gradiente determina la disponibilidad de las principales fuentes de nutrientes para la producción primaria, tales como carbono y fósforo (Nixdorf *et al.*, 2003). Estos sistemas tampón perjudican la estabilidad de los lagos, que experimentan problemas de neutralización, lo que explica fluctuaciones de pH cuando se pasa la línea divisoria entre sistemas tampón.

También han determinado los cuerpos de agua naturales ecológicamente correspondientes con los diferentes tipos de lagos mineros, particularmente para el caso de lagos ácidos y neutros, y han realizado una propuesta de lagos naturales, que pueden servir como referencia para definir el potencial ecológico con los que comparar las características tróficas, de acidez y de productividad. Esta clasificación se recoge en la Tabla 50.

| Tipo de lago y nivel de acidez | pH      | Conductividad (mS/cm) | Acidez (mmol/l) | Taxones de fitoplancton                                    | Taxones de zooplancton   | Tipo de lago de referencia                           | Ejemplo de lago              |
|--------------------------------|---------|-----------------------|-----------------|--|--|--|------------------------------|
| Neutro                         | >7      | 0,5-1,5               | <0              | Diversas Criptofitas, Clorofitas, Diatomeas (Haptofitas)   | Diversos tipos de zooplancton                                  | Lagos mesotróficos de aguas duras                    | Lake Stechlin, (Alemania)    |
| Débilmente ácido, A1           | >4,5-7  | <1,5                  | ca.-0,5         | Criptofitas, Clorofitas, Diatomeas                         | Cladorceras grandes, diversos Copepodos y Rotíferos            | Lagos de aguas duras poco tamponados                 | Desconocido en la naturaleza |
| Moderadamente ácido, A2        | 3,5-4,5 | <1,5                  | 0-1,6           | Peridinium/Gymnodinium / Clorofitas (cocales), Criptofitas | Ciclopidae pequeñas, Copepoda calanoide, Rotíferos             | Lagos sulfurosos                                     | Lago Usoriko, (Japón)        |
| Muy ácido, A3                  | 2,8-3,5 | 1,5-3,0               | >1,6-15         | Ocromonas/Clamidomonas/ Scourfieldia                       | Chydorus sphaericus, Branchionus sericus                       | Lagos costeros sulfurosos, lagos de cráter volcánico | Lago Blamisusjön             |
| Extremadamente ácido, A4       | <2,8    | >3                    | >15             | Ocromonas/Clamidomonas/ Lepocinclis                        | Sólo Rotíferos: Cephalodella hoodi, Elosa worallii, Bdelloidae | Lagos de cráter volcánico, charcas árticas concretas | Lago Caviahue, (Argentina)   |

**Tabla 50.** Clasificación de lagos mineros basada en la química del agua y colonización planctónica con propuesta de lagos de referencia (Nixdorf et al., 2005).

La acidificación de las aguas es una perturbación de los paisajes y de los ecosistemas que puede ser activada por procesos naturales como los terremotos, los volcanes y las mareas. Las aguas superficiales más estrechamente parecidas a los lagos mineros son los lagos ácidos de cráter volcánicos, los lagos sulfúricos costeros y los lagos de aguas neutras y de baja dureza.

Los lagos costeros sulfúricos y los lagos naturales ácidos de cráter volcánico son lagos de referencia para los lagos mineros muy ácidos o extremadamente ácidos, por sus similares características hidroquímicas, como es su bajo pH y las concentraciones altas de iones sulfato y metales. Estos lagos ácidos se consideran ecosistemas únicos que deberían ser protegidos como tales bajo regulaciones legales apropiadas (Nixford et al., 2005).

Los lagos de referencia para los lagos mineros con estados ácidos de moderados a débiles son los lagos de aguas duras con una baja capacidad tampón. Hasta la fecha, no ha sido posible encontrar este tipo de lagos en la naturaleza y su existencia es cuestionable por su inestabilidad intrínseca. Lagos estancados, que se dan naturalmente en este rango de pH, son los lagos de aguas blandas protegidas por ácidos húmicos (lagos húmicos de turberas), los cuales no son comparables a los lagos mineros en composición y fuerza iónica. La gestión de estos lagos debe orientarse a conseguir la neutralización mediante una inundación forzada con agua de río alcalina, neutralización química y/o medidas ecotecnológicas. Un riesgo para conseguir la calidad neutra del agua es la zona de transición del sistema tampón carbonato afectando lagos neutros y débilmente ácidos en un bajo estado tampón del agua dura. Este fenómeno es desconocido en la naturaleza y estos lagos son muy inestables y sensibles a la re-acidificación.

Los lagos mineros no ácidos, con una muy alta capacidad tampón, están relacionados con los lagos naturales de aguas subterráneas infiltradas. Por ejemplo, el lago minero Gräbendorf, antiguamente ácido, donde el llenado con aguas superficiales y subterráneas comenzó en 1991 y 1996, respectivamente, tendrá la referencia ecológica en el estado neutro del lago Stechlin, lago de aguas duras de oligo a mesotróficas, principalmente alimentado por aguas subterráneas al norte de Brandenburgo, que presenta una morfometría similar.

## **7. REFLEXIONES**

A lo largo de este capítulo se ha puesto de manifiesto el nuevo enfoque de la política de aguas, introducido por la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo), orientada básicamente a la protección del recurso. Se han destado del contenido de la DMA aspectos tales como el concepto de masa de agua, el concepto de estado de las aguas, la Demarcación Hidrográfica y la Planificación Hidrológica.

Dentro de este marco de actuación, la creación de lagos mineros artificiales como alternativa a la recuperación de los terrenos lleva implícito el cumplimiento de las obligaciones y requisitos introducidos por la Directiva Marco del Agua en relación a las medidas de protección y gestión del agua. De acuerdo con el concepto de masa de agua contenido en la Directiva, los lagos mineros son cuerpos artificiales de agua superficial comparables a los embalses, que necesitan una estimación ecológica de la calidad del agua y que tienen que ser monitorizados y gestionados de acuerdo a la DMA con el fin de alcanzar o mantener un estado de las aguas que se corresponda con el buen potencial ecológico. Este concepto es equivalente al de buen estado ecológico prescrito para los restantes cuerpos de agua aunque menos exigente, ya que permite tolerar ciertos impactos ecológicos resultantes de alteraciones físicas que son necesarias para soportar un uso especificado, o deben ser mantenidas a fin de evitar efectos adversos sobre el medio ambiente más extenso.

La Directiva Marco del Agua exige la evaluación y supervisión de estas masas de agua cuando tienen una superficie superior a 0,5 km<sup>2</sup> estableciendo, para las masas artificiales de agua superficial, que los elementos de calidad deben ser los mismos que para las aguas superficiales naturales que más se asemejen a ellas. Los indicadores biológicos de calidad que deben utilizarse para la comparación con el tipo de masa de agua superficial natural que más se asimile (y que se tomará como referencia del buen potencial ecológico) son cinco: el fitoplancton, macro y microfitorbentos, macrozoobentos y los peces. Las condiciones hidromorfológicas sólo deben reflejar los impactos derivados de las características muy modificadas o artificiales de las masas de agua, una vez que se hayan

tomado todas las medidas de mitigación para garantizar la mejor aproximación a la continuidad ecológica, en particular, con respecto a la migración de la fauna y a las zonas de desove y cría adecuadas. Los parámetros físicos y químicos deberán ajustarse a las condiciones inalteradas y, principalmente, las concentraciones de nutrientes deberán permanecer dentro de la gama normalmente asociada con tales condiciones.

En España la caracterización de las masas de agua de la categoría lago se hace de acuerdo con las directrices establecidas en la Instrucción de Planificación Hidrológica, que es de aplicación en la Demarcaciones Hidrográficas con cuencas intercomunitarias. En función de su génesis, pueden ser naturales o artificiales y para alcanzar el buen estado, a más tardar el 2015, y serles de aplicación los programas de medidas (diseñados para su consecución y establecidos por la DMA a través de los planes hidrológicos), deben ser designadas como masa de agua por las Administraciones Hidráulicas.

Respecto a las masas naturales, en esta categoría se incluyen todas aquéllas con una superficie mayor de 0,5 km<sup>2</sup>, con independencia de su profundidad, así como aquéllas cuya superficie sea superior a 0,08 km<sup>2</sup> y que, al mismo tiempo, tengan una profundidad máxima superior a 3 metros. Para las masas naturales, y a efectos de establecer condiciones de referencia aplicables a ecosistemas cuyo funcionamiento y estructura sean equiparables, se ha definido una tipología basada en el sistema B del Anexo II de la DMA, utilizando 9 variables y definiendo 30 ecotipos. Las 9 variables consideradas, simples, fácilmente disponibles y determinantes para las comunidades biológicas, son: índice de humedad, altitud, origen, hidroperiodo, régimen de aportación, tamaño, profundidad máxima, conductividad y alcalinidad. De los 30 ecotipos definidos, 9 corresponden a lagos de media y alta montaña, distinguiéndose el origen exclusivamente glaciar de los lagos ácidos y el origen glaciar o glacio-karst de los lagos alcalinos, 6 a lagos cársticos, diferenciando los que se desarrollan sobre materiales calcáreos y los que se desarrollan en materiales evaporíticos, 12 a lagunas y humedales interiores en cuenca de sedimentación, originados por procesos genéticos diversos (tectónico-estructurales, aluviales, erosivos, carstificación sin colapso..etc) y 3 a lagunas litorales. Las condiciones de referencia que representen los valores correspondientes al muy buen estado ecológico se plasmarán en los Planes Hidrológicos de Cuenca.

En cuanto a las masas artificiales de la categoría *lago*, para ser designadas como tales deben tener unas dimensiones suficientes que permitan considerarlas como masa de aguas significativa y, además, ser compatibles con el mantenimiento de un ecosistema asociado y, por tanto, con la definición de un potencial ecológico. Dentro de este tipo de masas se incluyen, expresamente, las graveras que han dado lugar a la aparición de una zona húmeda artificial con una superficie igual o superior a 0,5 km<sup>2</sup>, sin referirse a los lagos mineros con carácter general, cualquiera que sea la sustancia extraída. Las investigaciones limnológicas realizadas en Alemania han demostrado que los lagos mineros tienen potencial ecológico y que esas condiciones ecológicas tienen referencia en lagos naturales, a excepción de los lagos débilmente ácidos.

Las investigaciones alemanas han demostrado, además, que en las condiciones ecológicas de los lagos mineros juega un papel importante el ambiente químico de las aguas, principalmente los niveles de acidez o valores de pH. Ello nos lleva a concluir, considerando además el carácter meromítico al que suelen tender los lagos mineros, que la clasificación en 13 ecotipos (12 monomíticos y 1 dimítico) mediante 6 variables (régimen de mezcla, alcalinidad, índice de humedad, área de la cuenca, temperatura media anual y altitud), contemplada en la Instrucción de Planificación Hidrológica para las masas de agua artificiales asimilables a *lago*, no parece apropiada y suficiente para este tipo de masa de agua. En consecuencia, entendemos que los lagos mineros deben ser clasificados como un tipo de masa de agua independiente, estableciendo ecotipos en función de variables tales como el régimen de mezcla, la alcalinidad, el pH, el área de la cuenca y la profundidad relativa y describiendo su potencial ecológico en función de las tasas de fitoplancton y zooplancton que los pueden colonizar en relación a lagos naturales a los que se puedan asimilar de entre todas las masas declaradas por los Estados miembros. Ello supondrá profundizar en el estudio limnológico de los lagos mineros ya formados y que se vayan formando, debiendo las administraciones públicas implicar en estas investigaciones a las compañías mineras.





## ***CAPÍTULO V***

# **LA GESTIÓN DE LOS LAGOS: LA ADMINISTRACIÓN HIDRÁULICA ESPAÑOLA**

---

Para lograr los objetivos medioambientales en la política de aguas, la DMA establece la cuenca hidrográfica como unidad de referencia básica para la planificación y la gestión del agua. Además, la DMA determina la obligación de delimitar distintas Demarcaciones Hidrográficas, cada una de las cuales puede estar constituida por una cuenca hidrográfica o bien una agrupación de cuencas hidrográficas vecinas. La Demarcación Hidrográfica constituye la unidad de referencia principal, desde el punto de vista administrativo, para la planificación y la gestión del agua.

Por otra parte, la DMA exige la creación de mecanismos de coordinación entre las autoridades competentes en cada Demarcación Hidrográfica con el fin de facilitar el desarrollo del plan de gestión de la demarcación y del programa de medidas a éste asociado.

A continuación se hace una revisión de los distintos aspectos relacionados con la Administración Hidráulica española, incluyendo su evolución histórica, la adaptación

operada como consecuencia de la nueva realidad política y de gestión del agua impuesta por la Directiva Marco, y los distintos órganos que la componen.

## **1. EVOLUCIÓN DE LA ADMINISTRACIÓN HIDRAÚLICA EN ESPAÑA**

España asumió hace cerca de un siglo un modelo de organización para administrar, gestionar y planificar las aguas estructurado sobre la base de las cuencas hidrográficas naturales como unidades indivisibles de gestión del recurso. Esa organización diseñada durante el siglo XX, se consolidó en la Ley de Aguas de 1985, donde en el artículo 14 del Texto Refundido (Real Decreto Legislativo<sup>(1)</sup> 1/2001, de 20 de julio) se establece, como uno de los principios rectores de la gestión en materia de aguas, el respeto a la unidad de la cuenca hidrográfica, cuenca que se definió, en principio, en el artículo 16 como *"el territorio en que las aguas fluyen al mar a través de una serie de cauces secundarios que convergen en un cauce principal único"*.

Tras la aprobación el 23 de octubre de 2000 de la Directiva Marco del Agua<sup>(2)</sup> (DMA), se introduce por primera vez de forma clara en la legislación comunitaria el concepto de división física en vez de la administrativa a la hora de planificar los recursos, con la creación de la figura de la Demarcación Hidrográfica. Este nuevo concepto de Demarcación Hidrográfica, unidad básica de actuación de la planificación hidrológica, que supone la reunión de una o varias cuencas hidrográficas ya predeterminadas a las que se les añade una franja costera siempre que se le pueda asociar, presenta sustanciales diferencias con las cuencas hidrográficas sobre las que se sustentaba el modelo español de administración del agua. Esas diferencias se concretan fundamentalmente en la consideración de las aguas de transición y de las aguas costeras, fuera del ámbito de aquéllas, y en la posibilidad de incluir en una Demarcación varias cuencas hidrográficas. Ello ha obligado a un gran esfuerzo de adaptación que ha supuesto, en primer lugar, la modificación del concepto de cuenca hidrográfica que, a los efectos de la transposición de la DMA, queda definido en el artículo 16 del Texto Refundido de la Ley de Aguas como *"la superficie de terreno cuya esorrentía superficial fluye en su totalidad a través de una serie de corrientes, ríos y eventuales lagos hacia el mar por una única desembocadura,*

---

(1) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/2001/07/24/pdfs/A26791-26817.pdf>

(2) Disponible en [http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/proteccion-del-medio-marino/directiva\\_marco\\_del\\_agua\\_tcm7-29445.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/proteccion-del-medio-marino/directiva_marco_del_agua_tcm7-29445.pdf)

*estuario o delta. La cuenca hidrográfica, como unidad de gestión del recurso, se considera indivisible". Esta misma transposición añade, al Real Decreto<sup>(1)</sup> 1/2001, el artículo 16 bis, con el que se introduce la figura de la Demarcación Hidrográfica: "Se entiende por Demarcación Hidrográfica la zona terrestre y marina compuesta por una o varias cuencas hidrográficas vecinas y las aguas de transición, subterráneas y costeras asociadas a dichas cuencas (...). El Gobierno, por Real Decreto, fijará, oídas las Comunidades Autónomas, el ámbito territorial de cada Demarcación Hidrográfica que será coincidente con su plan hidrológico".*

En el caso español, la adaptación del modelo a las exigencias de la DMA se ha operado, no sobre el supuesto de un vacío legal previo, sino sobre la base de una estructura de cuencas hidrográficas, más que consolidada y ajustada, en líneas generales, a la estructura organizativa y de división competencial entre el Estado y las Comunidades Autónomas. Por ello, se optó por mantener, en el caso de las cuencas intercomunitarias, en la medida de lo posible, la estructura de cuencas hidrográficas existente, mediante la correspondiente adición de las aguas de transición y las costeras. Los límites entre las aguas costeras de Demarcaciones vecinas se han establecido mediante líneas definidas por el punto terrestre por el que pasan y su orientación respecto al norte geográfico. En cada Demarcación están incluidas todas las aguas subterráneas situadas bajo los límites definidos por las divisorias de las cuencas hidrográficas de la correspondiente Demarcación.

En las Figuras 72 y 73 se presentan, respectivamente, los mapas de la administración del agua en España antes y después de su adaptación a la Directiva Marco. La división de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico en Occidental y Oriental establecida en el Real Decreto<sup>(2)</sup> 29/2011 no aparece aún reflejada. Tampoco otras demarcaciones resultantes de disposiciones autonómicas.

---

(1) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/2001/07/24/pdfs/A26791-26817.pdf>

(2) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2011/01/15/pdfs/BOE-A-2011-740.pdf>



**Figura 72.** La Administración del agua en España con anterioridad a su adaptación a la DMA.



**Figura 73.** La Administración del agua en España con posterioridad a su adaptación a la DMA.

## **2. EL CONSEJO NACIONAL DEL AGUA**

El Consejo Nacional del Agua es el órgano superior consultivo y de participación en esta materia. Funciona en Pleno o en Comisión Permanente. Además, el Pleno podrá acordar la constitución de comisiones especiales para el estudio e informe de los asuntos que aquél decida encomendarle.

El Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica estableció la composición del Consejo Nacional del Agua, la cual fue modificada posteriormente en sucesivas ocasiones (la última modificación fue introducida por el Real Decreto<sup>(1)</sup> 1383/2009, de 28 de agosto, por el que se determina la composición, estructura orgánica y funcionamiento del Consejo Nacional del Agua).

La Presidencia del Consejo Nacional del Agua corresponde al titular del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Forman parte del Consejo, la Administración General del Estado, las Comunidades Autónomas, los Entes Locales a través de la asociación del ámbito estatal con mayor implantación, los Organismos de Cuenca, las organizaciones profesionales y económicas más representativas de ámbito estatal, así como las entidades sin fines lucrativos de ámbito estatal cuyo objetivo esté constituido por la defensa de los intereses ambientales.

Entre sus funciones está informar preceptivamente sobre:

- El proyecto de Plan Hidrológico Nacional, antes de su aprobación por el Gobierno para su remisión a las cortes.
- Los Planes Hidrológicos de Cuenca antes de su aprobación por el Gobierno.
- Los proyectos de las disposiciones de carácter general de aplicación en todo el territorio nacional relativas a la protección de las aguas y a la ordenación del Dominio Público Hidráulico.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2009/08/29/pdfs/BOE-A-2009-13929.pdf>

- Los planes y proyectos de interés general de ordenación agraria, urbana, industrial y de aprovechamientos energéticos o de ordenación del territorio, en tanto afecten sustancialmente a la planificación hidrológica o a los usos del agua.
- Las cuestiones comunes a dos o más organismos de cuenca en relación con el aprovechamiento de recursos hídricos y demás bienes del Dominio Público Hidráulico.

Asimismo, emitirá informe sobre todas aquellas cuestiones relacionadas con el Dominio Público Hidráulico que pudieran serle consultadas por el Gobierno o por los órganos ejecutivos superiores de las Comunidades Autónomas.

El Consejo podrá proponer a la Administración y organismos públicos las líneas de estudio e investigación para el desarrollo de las innovaciones técnicas, en lo que se refiere a obtención, empleo, conservación, recuperación, tratamiento integral y economía del agua.

El reglamento de régimen interior del Consejo Nacional del Agua se aprueba por el titular del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino a propuesta del Pleno del Consejo y regula las funciones de los servicios técnicos, jurídicos, administrativos y económicos necesarios para el adecuado funcionamiento del propio Consejo y de su Secretaría General.

El Presidente del Consejo puede constituir grupos de trabajo y de apoyo al funcionamiento del propio Consejo.

### **3. DEMARCACIONES HIDROGRÁFICAS**

Debido al complejo sistema de distribución de competencias entre las distintas administraciones que tiene nuestro país, y al hecho de que en España existen importantes casos de cuencas hidrográficas enmarcadas también dentro de otros países, hay diferentes tipos de Demarcación Hidrográfica:

- Intracomunitarias.
- Cuencas Intercomunitarias situadas en territorio español.
- Cuencas hidrográficas compartidas con otros países.

#### **3.1. DEMARCACIONES HIDROGRÁFICAS INTRACOMUNITARIAS**

Las cuencas internas o intracomunitarias son aquéllas que en su totalidad se encuentran dentro de una misma Comunidad Autónoma. De acuerdo con la legislación española, las Comunidades Autónomas tienen las competencias exclusivas en materia de agua y les corresponde, cuando hayan asumido tales competencias, definir el ámbito territorial de las Demarcaciones Hidrográficas de su territorio y organizar la administración hidráulica en el mismo, con la única limitación de garantizar el principio de unidad de gestión de las aguas, la cooperación en el ejercicio de las competencias que, en relación con su protección, ostenten las distintas Administraciones públicas y, en particular, las que corresponden a la Administración General del Estado en materia de dominio público marítimo terrestre, portuario y de marina mercante. Asimismo, proporcionarán a la Unión Europea, a través del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, la información relativa a la Demarcación Hidrográfica que se requiera conforme a la normativa vigente.

Las Demarcaciones Hidrográficas Intracomunitarias son:

1. Demarcación Hidrográfica Galicia-Costa.



2. Demarcación Hidrográfica del Distrito de Cuenca Fluvial de Cataluña.
3. Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas de Andalucía.
4. Demarcación Hidrográfica del Guadalete y Barbate.
5. Demarcación Hidrográfica del Tinto, Odiel y Piedras.
6. Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears.
7. Demarcaciones Hidrográficas de las Islas Canarias: El Hierro; Fuerteventura; Gran Canaria; La Gomera; Lanzarote; Las Palmas; Tenerife.

La Demarcación Hidrográfica Intracomunitaria de Galicia-Costa comprende todas las cuencas hidrográficas existentes íntegramente dentro del ámbito territorial de la Comunidad Autónoma de Galicia, salvo las correspondientes a los ríos Miño, Eo, Navia, Limia y Duero Norte, tal y como se define en el artículo 5º de la Ley<sup>(1)</sup> 8/1993, de 23 de junio, reguladora de la Administración Hidráulica de Galicia. Este ámbito territorial se extiende por las tres provincias costeras de Galicia, ésto es A Coruña, Lugo y Pontevedra, abarcando una superficie total de 13.072 km<sup>2</sup>, donde se asientan 2.033.000 habitantes, lo que constituye un 44,05% del territorio gallego y un 75% de su población. Dada la extensión que abarca, se ha optado por dividir hidrológicamente la Demarcación en diecinueve Sistemas de Explotación o zonas que a su vez se subdividen en subzonas y áreas:

- Río Verdugo, Ría de Vigo y Ría de Baiona.
- Costa de Pontevedra.
- Río Léziz y Ría de Pontevedra.
- Río Umia y Ría de Arousa (margen izquierda).
- Río Ulla y Ría de Arousa (margen derecha).

---

(1) Disponible en <http://augasdegalicia.xunta.es/gl/2.6.6.htm>

- Río Tambre y Ría Muros-Noia.
- Ríos Xallas, Costa de A Coruña y Ría de Corcubión.
- Río Castro.
- Río Grande, Ría de Camariñas y Costa de A Coruña hasta río Allóns.
- Río Allóns y costa de A Coruña hasta límite Arteixo.
- Río Mero, Arteixo y Ría de A Coruña.
- Río Mandeo y Ría Betanzos.
- Río Eume y Ría de Ares.
- Ferrol.
- Río Mera, Ría de Santa Marta de Ortigueira y Ría de Cedeira.
- Río Sor, Ría de Santa Marta de Ortigueira y Ría de Viveiro.
- Río Landrón y Río Ouro.
- Río Masma.
- Ría de Ribadeo.

La Demarcación Hidrográfica del Distrito de Cuenca Fluvial de Cataluña comprende, tal como establece el artículo 6 del Decreto Legislativo<sup>(1)</sup> 3/2003, de 4 de noviembre, que aprueba el Texto refundido de la legislación en materia de aguas en Cataluña, las cuencas hidrográficas correspondientes a los ríos Muga, Fluviá, Ter, Daró, Tordera, Besós, Llobregat, Foix, Gaiá, Francolí y Riudecanyes y las de todas las rieras costeras entre la frontera con Francia y el desagüe del río Sénia.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/ccaa/dogc/2003/4015/f22823-22840.pdf>

La Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas de Andalucía se extiende a lo largo del extremo más oriental de la Comunidad Autónoma Andaluza, en una franja de unos 50 kilómetros de ancho y 350 de longitud, desde los términos municipales de Tarifa y Algeciras hasta la cuenca y desembocadura del río Almanzora, abarcando una superficie de 18.425 km<sup>2</sup>.

La Demarcación Hidrográfica del Guadalete y Barbate abarca una superficie de 6.445 kilómetros cuadrados que corresponden a los ríos Guadalete y Barbate en Cádiz.

La Demarcación Hidrográfica del Tinto, Odiel y Piedras abarca una superficie de 6.871 kilómetros cuadrados que corresponden a los ríos Tinto, Odiel, Piedras y Chanza, en Huelva.

La Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears abarca la zona terrestre y marina de las cuencas hidrográficas del archipiélago, así como sus aguas de transición, subterráneas y litorales, asociadas a estas cuencas.

Las Demarcaciones Hidrográficas de las Islas Canarias son siete: una por isla. Cada isla se configura como una cuenca hidrográfica independiente dentro de la Comunidad, constituyendo la isla el marco natural de la gestión del agua: Demarcación Hidrográfica de El Hierro, Demarcación Hidrográfica de Fuerteventura, Demarcación Hidrográfica de Gran Canaria, Demarcación Hidrográfica de La Gomera, Demarcación Hidrográfica de Lanzarote, Demarcación Hidrográfica de La Palma y Demarcación Hidrográfica de Tenerife.

### **3.2. DEMARCACIONES HIDROGRÁFICAS CON CUENCAS INTERCOMUNITARIAS SITUADAS EN TERRITORIO ESPAÑOL**

El artículo 16 bis 5 del Texto Refundido de la Ley de Aguas, aprobado por el Real Decreto Legislativo<sup>(1)</sup> 1/2001, de 20 de julio, encomienda al Gobierno de la Nación mediante Real Decreto, oídas las Comunidades Autónomas, la fijación del ámbito territorial de las Demarcaciones Hidrográficas añadiendo, además, que éste será coincidente con el de su

---

(1) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/2001/07/24/pdfs/A26791-26817.pdf>

plan hidrológico. El precepto indicado lleva a cabo la necesaria habilitación para completar, en el ámbito de las competencias de la Administración General del Estado, la regulación jurídica correspondiente a la incorporación al derecho de aguas español del concepto de Demarcación Hidrográfica, creado por el artículo 3 de la Directiva<sup>(1)</sup> 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000, por la que, según ya hemos visto, se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

El Real Decreto<sup>(2)</sup> 125/2007, de 2 de febrero, fija el ámbito territorial de las Demarcaciones Hidrográficas con cuencas intracomunitarias situadas en territorio español y delimita la parte española de las Demarcaciones Hidrográficas correspondientes a las cuencas hidrográficas compartidas con otros países. Posteriormente, el Real Decreto<sup>(3)</sup> 266/2008, de 22 de febrero, por el que se modifica la Confederación Hidrográfica del Norte y se divide en la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil y la del Cantábrico, establece que el territorio español de las Demarcaciones Hidrográficas del Miño-Limia y del Norte, definidas en el artículo 3.1 del Real Decreto<sup>(4)</sup> 125/2007, de 2 de febrero, pasará a llamarse Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil y del Cantábrico, respectivamente. Por último, el Real Decreto<sup>(5)</sup> 29/2011, de 14 de enero, ha delimitado la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Occidental y la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental y ha establecido que el ámbito territorial de las Cuencas Internas del País Vasco queda englobado dentro de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental.

Las Demarcaciones Hidrográficas con cuencas intercomunitarias delimitadas en el Real Decreto<sup>(1)</sup> 125/2007, de 2 de febrero, modificado por el Real Decreto<sup>(2)</sup> 29/2011, de 14 de enero, son:

1. Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir.

---

(1) Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:es:PDF>

(2) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2007/02/03/pdfs/A05118-05120.pdf>

(3) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2008/03/12/pdfs/A14696-14698.pdf>

(4) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2007/02/03/pdfs/A05118-05120.pdf>

(5) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2011/01/15/pdfs/BOE-A-2011-740.pdf>

2. Demarcación Hidrográfica del Segura.
3. Demarcación Hidrográfica del Júcar.
4. Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Occidental.

La Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir comprende el territorio de la cuenca hidrográfica del río Guadalquivir, así como las cuencas hidrográficas que vierten al Océano Atlántico desde el límite entre los términos municipales de Palos de la Frontera y Lucena del Puerto (Torre del Loro) hasta la desembocadura del Guadalquivir, junto con sus aguas de transición. Las aguas costeras tienen como límite oeste la línea con orientación 213º que pasa por la Torre del Loro y como límite este la línea con orientación 244º que pasa por la Punta Camarón, en el municipio de Chipiona. Su extensión es de 57.527 km<sup>2</sup> y se distribuye por cuatro Comunidades Autónomas (Andalucía, Castilla La Mancha, Extremadura y Región de Murcia), siendo Andalucía, con más del 90 % de la superficie total de la cuenca, la Comunidad Autónoma más representativa.

La Demarcación Hidrográfica del Segura comprende el territorio de las cuencas hidrográficas que vierten al mar Mediterráneo entre la desembocadura del río Almanzora y la margen izquierda de la Gola del Segura en su desembocadura, incluidas sus aguas de transición; además, la subcuenca hidrográfica de la Rambla de Canales y las cuencas endorreicas de Yecla y Corralrubio. Las aguas costeras tienen como límite sur la línea con orientación 122º que pasa por el Puntazo de los Ratones, al norte de la desembocadura del río Almanzora, y como límite norte la línea con orientación 100º que pasa por el límite costero entre los términos municipales de Elche y Guardamar del Segura. Tiene una superficie aproximada de 18.870 km<sup>2</sup>, que afecta a cuatro Comunidades Autónomas: prácticamente en su totalidad a la de Murcia y parcialmente a las Comunidades de Andalucía (provincias de Jaén, Granada y Almería), Castilla-La Mancha (provincia de Albacete) y Comunidad Valenciana (provincia de Alicante).

La Demarcación Hidrográfica del Júcar comprende el territorio de las cuencas hidrográficas que vierten al mar Mediterráneo entre la margen izquierda de la Gola del

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2007/02/03/pdfs/A05118-05120.pdf>

(2) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2011/01/15/pdfs/BOE-A-2011-740.pdf>

Segura en su desembocadura y la desembocadura del río Cenia, incluida su cuenca, junto con sus aguas de transición. Quedan excluidas las cuencas intracomunitarias de la Comunidad Valenciana, así como las aguas de transición a ellas asociadas. Las aguas costeras tienen como límite sur la línea con orientación 100º que pasa por el límite costero entre los términos municipales de Elche y de Guardamar de Segura y como límite norte la línea con orientación 122,5º que pasa por el extremo meridional de la playa de Alcanar. Quedan excluidas las aguas costeras asociadas a la fachada litoral de las cuencas intracomunitarias de la Comunidad Valenciana. La superficie de la demarcación afecta a cinco Comunidades Autónomas: Aragón, Castilla-La Mancha, Región de Murcia, Cataluña y Comunidad Valenciana.

La Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Occidental comprende el territorio de las cuencas hidrográficas de los ríos que vierten al mar Cantábrico desde la cuenca del río Eo hasta la cuenca del Barbadun, excluidas esta última y la intercuenca entre la del arroyo de La Sequilla y la del río Barbadun, así como todas sus aguas de transición y costeras. Las aguas costeras tienen como límite oeste la línea con orientación 0º que pasa por la Punta de Peñas Blancas, al oeste del río Eo, y como límite este la línea con orientación 2º que pasa por Punta del Covarón, en el límite entre las Comunidades Autónomas de Cantabria y del País Vasco.

Por último, hay que señalar que el Real Decreto<sup>(1)</sup> 125/2007, de 2 de febrero, también hace constar que la inclusión de determinadas cuencas hidrográficas en el ámbito de alguna Demarcación Hidrográfica reviste carácter provisional en aquellos casos en que se trate de cuencas comprendidas en su totalidad en una Comunidad Autónoma determinada y que hasta la fecha no hayan sido objeto de traspaso competencial en materia de aguas. Dicha provisionalidad finalizará cuando las Comunidades Autónomas afectadas asuman de manera efectiva las competencias sobre dichas cuencas.

En ese momento deberán revisarse las Demarcaciones Hidrográficas correspondientes. Este punto se refiere claramente a las Cuencas Intracomunitarias de la Comunidad Valenciana, aunque también otras Comunidades Autónomas, como El Principado de Asturias o Cantabria, han manifestado su interés en asumir las competencias sobre sus

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2007/02/03/pdfs/A05118-05120.pdf>

cuencas internas.

### **3.3. DEMARCACIONES CORRESPONDIENTES A CUENCAS HIDROGRÁFICAS COMPARTIDAS CON OTROS PAÍSES**

En España existen importantes casos de cuencas hidrográficas compartidas con países vecinos. Los ríos Limia, Miño, Tajo, Duero y Guadiana tienen parte de su cuenca en Portugal. A estas cuencas hay que sumar alguna otra pequeña compartida con Portugal o con Francia, destacando entre éstas la del Garona. El carácter internacional de estas cuencas ha sido plasmado en convenios bilaterales con los países vecinos:

- Convenio de 1964 con Portugal con el objeto de regular el aprovechamiento hidroeléctrico de los tramos internacionales del río Duero y sus afluentes.
- Convenio de 1976 con Portugal para regular el uso y aprovechamiento hidráulico de los tramos internacionales de los ríos Miño, Limia, Tajo, Guadiana y Chanza y sus afluentes.
- Convenio de 1998 con Portugal sobre la cooperación para la protección y el aprovechamiento sostenible de las aguas de las cuencas hidrográficas hispano-portuguesas conocidas comúnmente como Convenio de Albufeira, cuyo último protocolo de revisión fue suscrito el 4 de abril de 2008.
- Acuerdo administrativo entre España y Francia sobre gestión del agua, firmado en Toulouse el 15 de febrero de 2006.

En aplicación de la Directiva Marco y para el caso de Portugal, se deberán definir en el futuro por los dos Estados unas Demarcaciones Hidrográficas Internacionales. Hasta la fecha, únicamente se ha delimitado por el Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las Demarcaciones Hidrográficas, la parte española de las Demarcaciones Internacionales mencionadas y se ha establecido como instrumento de cooperación el convenio de la Albufeira de 1998. En el mismo Real Decreto se adoptan, también, decisiones en torno a pequeñas superficies que forman parte de cuencas compartidas entre Francia y España. Son superficies poco significativas en cuanto a

extensión, por lo que no se estima necesario definir una Demarcación Internacional, al considerar que ello complicaría innecesariamente la gestión. El Real Decreto, asimismo, delimita la parte española de las Demarcaciones Hidrográficas de Ceuta y Melilla y prevé la resolución del supuesto particular relativo a Andorra.

La parte española de las Demarcaciones Hidrográficas correspondiente a las cuencas hidrográficas compartidas con otros países son:

1. Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil.
2. Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental.
3. Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Duero.
4. Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo.
5. Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana.
6. Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Ebro.
7. Parte española de la Demarcación Hidrográfica de Ceuta.
8. Parte española de la Demarcación Hidrográfica de Melilla.

La parte española de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil comprende el territorio español de las cuencas hidrográficas de los ríos Miño y Limia, así como la parte española de sus aguas de transición. Las aguas costeras tienen como límite norte la línea con orientación 270º que pasa por la Punta Bazar, al norte de la desembocadura del Miño, y como límite sur el límite entre el mar territorial de Portugal y España. En cuanto a su distribución territorial, el 46,8% de su superficie se sitúa en la Comunidad Autónoma de Galicia, el 4,4% en la Comunidad Autónoma de Castilla y León y el 0,2% en el Principado de Asturias. Cabe señalar, asimismo, que dos capitales provinciales, Ourense y Lugo, se asientan dentro de esta Demarcación.

La parte española de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental comprende el territorio de las cuencas hidrográficas de los ríos que vierten al mar Cantábrico desde la



cuenca del Barbadun hasta la del Oirtzun, incluyendo sus aguas de transición y costeras, y el territorio español de las cuencas de los ríos Bidasoa, incluyendo sus aguas de transición. Incluye, además, el territorio español de las cuencas de los ríos Nive y Nivelles. Las aguas costeras tienen como límite oeste la línea de orientación 2º que pasa por Punta del Covarón y como límite este la frontera entre el mar territorial de España y Francia.

La parte española de la Demarcación Hidrográfica del Duero comprende el territorio español de la cuenca hidrográfica del río Duero. De los 97.290 km<sup>2</sup> totales de superficie de la cuenca hidrográfica internacional del Duero, el 81% (78.952 km<sup>2</sup>) corresponde a territorio español y el 19% restante, 18.338 km<sup>2</sup> a territorio portugués. La suma de las aportaciones de la parte española y de la portuguesa es la mayor de entre los ríos de la Península Ibérica, siendo la extensión de la cuenca también la mayor de todas las peninsulares. En cuanto a su distribución territorial, el 98,32% de la superficie de la cuenca está en Castilla y León (Valladolid, Palencia, Segovia, Salamanca, León, Soria, Ávila y Burgos), el 1,43% en Galicia (Ourense), el 0,11% en Cantabria, el 0,02% en La Rioja, el 0,06% en Castilla-La Mancha (Guadalajara), el 0,04% en Extremadura (Cáceres) y el 0,02% en Madrid.

La parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo comprende el territorio español de la cuenca hidrográfica del río Tajo. De los 83.678 km<sup>2</sup> totales de superficie de la cuenca hidrográfica internacional del Tajo, el 68,74% (55.645 km<sup>2</sup>) corresponde a territorio español y el 31,26% restante, (28.033 km<sup>2</sup>) a territorio portugués. En cuanto a su distribución territorial, el 20% de la superficie de la cuenca está en Extremadura, el 9,6% en Madrid, el 4,8% en Castilla y León, el 0,3% en Aragón y el 32% en Castilla-La Mancha.

La parte española de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana comprende el territorio español de la cuenca hidrográfica del río Guadiana, así como la parte española de sus aguas de transición. Las aguas costeras tienen como límite oeste el límite entre el mar territorial de Portugal y España, y como límite este la línea con orientación 177º que pasa por el límite costero entre los términos municipales de Isla Cristina y Lepe. El 10,12 % de la cuenca se sitúa en Andalucía (Córdoba y Huelva), el 47,66% en Castilla-La Mancha (Ciudad Real, Cuenca y Toledo) y el 42,23% en Extremadura (Cáceres y Badajoz).

La parte española de la Demarcación Hidrográfica del Ebro comprende el territorio español de la cuenca hidrográfica del río Ebro y sus aguas de transición, de la cuenca hidrográfica del río Garona y de las demás cuencas hidrográficas que vierten al océano Atlántico a través de la frontera con Francia, excepto las de los ríos Nive y Nivelle; además la cuenca endorreica de la Laguna de Gallocanta. Las aguas costeras tienen como límite sur la línea con orientación 122,5° que pasa por el extremo meridional de la playa de Alcanar y como límite norte la línea con orientación 90° que pasa por el Cabo de Roig. En cuanto a la distribución de la superficie de la Demarcación en territorio español, un total de 84.958 km<sup>2</sup>, el 0,95% se sitúa en Cantabria, el 3,21% en el País Vasco, el 9,64% en Castilla y León, el 5,9% en La Rioja, el 10,98% en Navarra, el 1,29% en Castilla-La Mancha, el 49,53% en Aragón, el 0,97% en la Comunidad Valenciana y el 17,58% en Cataluña.

La parte española de la Demarcación Hidrográfica de Ceuta comprende el territorio de Ceuta, así como sus aguas de transición y costeras. Ocupa una extensión de 19 km<sup>2</sup> en el extremo más oriental de una estrecha Península desprendida del gran promontorio que se destaca en el Noroeste de África, frente a las costas, también españolas, de Andalucía, a unos 20 km de ella.

La parte española de la Demarcación Hidrográfica de Melilla comprende el territorio de Melilla, así como sus aguas de transición y costeras. Ocupa una superficie de algo más de 12,3 km<sup>2</sup>.

## **4. LAS ADMINISTRACIONES HIDRÁULICAS HIDROGRÁFICAS**

Sin lugar a dudas, la figura estelar de la administración hidráulica española son los Organismos de Cuenca previstos en el artículo 19 de la Ley de Aguas<sup>(1)</sup> de 1985 (artículo 21 del TRLA) que, con la denominación de Confederaciones Hidrográficas, se constituyen en las cuencas intercomunitarias, que son las que exceden de una Comunidad Autónoma. La Ley, sin embargo, no establece ningún modelo preceptivo para la organización de las cuencas hidrográficas intracomunitarias que no superen el territorio de una Comunidad Autónoma. En estos casos, y siempre que la Comunidad Autónoma haya asumido competencias en materia de aguas, corresponde a la misma diseñarlo, con el único límite de que en sus órganos colegiados exista una representación de los usuarios de, por lo menos, el tercio de los miembros que lo integren. A tales efectos, tienen transferidas estas competencias Galicia, Cataluña, Baleares, Canarias, País Vasco y Andalucía.

### **4.1. LAS CONFEDERACIONES HIDROGRÁFICAS**

Las Confederaciones Hidrográficas, entidades pioneras en materia de administración hidráulica si exceptuamos la TVA (Tennessee Valley Authority), fueron diseñadas en la Dictadura de Primo de Rivera por el Real Decreto de 5 de marzo de 1926, publicado en la Gaceta del 5 de marzo y elevado a rango de Decreto-Ley el 28 de mayo de ese mismo año, como un intento de administración autónoma y corporativa, integrando en una misma estructura todas las actividades e intereses que confluyen en la Administración del Agua (Parada, 1993). La misión primordial que se encomendó a las Confederaciones Hidrográficas fue la formación del plan de aprovechamiento general y metódico de las aguas que discurren por el cauce de los ríos a los efectos de su mejor aprovechamiento, así como la ejecución de las obras, la intervención y regulación de todas las obras y aprovechamientos. Las primeras Confederaciones fueron la del Ebro (creada el 5 de marzo de 1926), la del Segura (Real Decreto de 23 de agosto de 1926), las del Duero y

---

(1) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/1985/08/08/pdfs/A25123-25135.pdf>

del Guadalquivir (1927) y la del Pirineo Oriental (1929). El proceso completo de constitución de las Confederaciones Hidrográficas fue dilatado en el tiempo, sobre todo en las cuencas del Norte de España, no organizadas como Confederación hasta el año 1961.

Las Confederaciones Hidrográficas fueron un ejemplo más, en la época, de las numerosas corporaciones y cámaras oficiales creadas para agrupar obligatoriamente en torno a la Administración a todos los interesados dentro de un sector económico, junto con representantes del Estado. Estos sindicatos de cuenca, o confederaciones sindicales, habían de funcionar con la máxima autonomía compatible con la dirección del Estado. Sin embargo, la técnica organizativa de las Confederaciones Hidrográficas, posteriormente degradada por el escaso rigor de la participación de los interesados y por la superioridad de los elementos técnicos y burocráticos, determinó que su labor se concentrara, casi exclusivamente, en la construcción de obras, abandonando el resto de las funciones, que el Real Decreto de 8 de octubre de 1958 atribuirá a las Comisarías de Aguas: tramitación y resolución de los expedientes de concesiones y autorizaciones, servidumbre, deslindes y policía de las aguas, sus cauces y de la explotación de los aprovechamientos.

El nuevo diseño de los Organismos de Cuenca previsto en el capítulo III de la Ley de Aguas de 1985 pretende la vuelta a los orígenes de esa forzosa administración participada, vuelta ya iniciada con el Real Decreto<sup>(1)</sup> 2419/1979, de 14 de septiembre, que constituye un primer retorno a los orígenes organizativos de las Confederaciones, retorno que la Ley de 1985 potencia al máximo, encomendándoles las funciones que venían ejerciendo las Comisarías de Aguas, restaurándose de esa forma la unidad competencial.

Los Organismos de Cuenca, con la denominación de Confederaciones Hidrográficas, son entidades de derecho público con personalidad jurídica propia distinta de la del Estado, adscritas a efectos administrativos al Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y con plena autonomía funcional para la gestión del dominio público hidráulico. Disponen de autonomía para regir y administrar por sí los intereses que les sean confiados; para adquirir y enajenar los bienes y derechos que puedan constituir su propio patrimonio; para contratar y obligarse y para ejercer ante los Tribunales todo género de

---

(2) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1979/12/12/pdfs/A28494-28495.pdf>

acciones, sin más limitaciones que las impuestas por las leyes. Sus actos y sus resoluciones ponen fin a la vía administrativa. Se rigen por las disposiciones de la Ley de Aguas y, supletoriamente, por lo dispuesto en la Ley de Entidades Autónomas.

Ejercen funciones de fomento y de policía, antes dissociadas entre las Confederaciones Hidrográficas y las Comisarías de Aguas y, en particular, la elaboración del Plan Hidrológico de Cuenca para su posterior aprobación por el Gobierno (previo informe del Consejo Nacional del Agua), su seguimiento y revisión; la administración y control del dominio público hidráulico; la administración y control de los aprovechamientos de interés general o que afecten a más de una Comunidad Autónoma; proyectos y explotación de las obras hidráulicas y todas aquéllas que se deriven de los convenios suscritos con las Comunidades Autónomas, Corporaciones locales y otras Entidades públicas o privadas, o de los suscritos con los particulares.

En el cuadro de la Tabla 51 se recogen las Confederaciones Hidrográficas españolas, correspondientes a cuencas intercomunitarias, la norma de constitución y la Demarcación Hidrográfica.

La organización de los Organismos de Cuenca es un tanto compleja, distinguiéndose entre órganos de gobierno, órganos de gestión en régimen de participación, un órgano de participación y planificación y un órgano de cooperación, surgido de la necesaria adaptación derivada de la transposición de la Directiva Marco del Agua a nuestro ordenamiento jurídico. Los órganos de gobierno son el Presidente y la Junta de Gobierno. Los órganos de gestión en régimen de participación son la Asamblea de Usuarios, la Comisión de Desembalse, las Juntas de Explotación y las Juntas de Obra. El órgano de participación y planificación es el Consejo del Agua de la Demarcación y el órgano de cooperación es el Comité de Autoridades Competentes. A continuación se describen cada uno de estos órganos, así como sus principales funciones.

| <b>Confederación Hidrográfica</b>                  | <b>Normativa de constitución</b>   | <b>Demarcación Hidrográfica</b>  |
|--|--|--|
| <b>Confederación Hidrográfica del Cantábrico</b>   | Real Decreto 266/2008, de 22 de febrero, por el que se modifica la Confederación Hidrográfica del Norte y se divide en la Confederación Hidrográfica Miño-Sil y en la Confederación Hidrográfica del Cantábrico. | Demarcación Hidrográfica del Cantábrico occidental.                    |
|  |  | Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico oriental. |
| <b>Confederación Hidrográfica del Duero</b>        | Real Decreto 929/1989, de 21 de julio, por el que se constituye el organismo de cuenca Confederación Hidrográfica del Duero, modificado por Real Decreto 839/2002, de 20 de agosto.                              | Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Duero.               |
| <b>Confederación Hidrográfica del Ebro</b>         | Real Decreto 931/1989, de 29 de julio, por el que se constituye el organismo de cuenca Confederación Hidrográfica del Ebro, modificado por Real Decreto 312/2001, de 23 de marzo.                                | Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Ebro.                |
| <b>Confederación Hidrográfica del Guadalquivir</b> | Real Decreto 926/1989, de 21 de julio, por el que se constituye el organismo de cuenca Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.  | Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir.        |
|  |  | Parte española de la Demarcación Hidrográfica de Ceuta.                |
|  |  | Parte española de la Demarcación Hidrográfica de Melilla.              |
| <b>Confederación Hidrográfica del Guadiana</b>     | Real Decreto 928/1989, de 21 de julio, por el que se constituye el organismo de cuenca Confederación Hidrográfica del Guadiana, modificado por Real Decreto 5/2006, de 13 de enero.                              | Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana.            |
| <b>Confederación Hidrográfica del Júcar</b>        | Real Decreto 924/1989, de 21 de julio, por el que se constituye el organismo de cuenca Confederación Hidrográfica del Júcar.   | Demarcación Hidrográfica del Júcar.                                    |
| <b>Confederación Hidrográfica del Miño-Sil</b>     | Real Decreto 266/2008, de 22 de febrero, por el que se modifica la Confederación Hidrográfica del Norte y se divide en la Confederación Hidrográfica Miño-Sil y en la Confederación Hidrográfica del Cantábrico. | Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil.            |
| <b>Confederación Hidrográfica del Segura</b>       | Real Decreto 925/1989, de 21 de julio, por el que se constituye el organismo de cuenca Confederación Hidrográfica del Segura.  | Demarcación Hidrográfica del Segura.                                   |
| <b>Confederación Hidrográfica del Tajo</b>         | Real Decreto 927/1989, de 21 de julio, por el que se constituye el organismo de cuenca Confederación Hidrográfica del Tajo.  | Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo.                |

**Tabla 51.** Confederaciones Hidrográficas españolas.

#### **4.1.1. ÓRGANOS DE GOBIERNO**

Los órganos de gobierno son el Presidente y la Junta de Gobierno.

El Presidente es libremente nombrado y cesado por el Gobierno, a propuesta del Ministerio con competencias en la materia. Entre sus funciones destacan la de presidir la Junta de Gobierno, ejercer la tutela sobre todos los órganos colegiados mediante la impugnación, con efectos suspensivos, de sus actos ante la Jurisdicción contencioso-administrativa, y todas aquellas funciones que no tengan atribuidos los demás órganos.

La Junta de Gobierno la forman el Presidente del Organismo de Cuenca, un Vicepresidente elegido por las Comunidades Autónomas, en su caso, representadas, y otro que es, a la vez, Presidente del Consejo del Agua de la Demarcación. Tienen también

representación los Ministerios con competencia en obras públicas, urbanismo, economía, agricultura, pesca, alimentación, industria, energía, y los de defensa e interior si lo solicitan; además son vocales estatales el Comisario de Aguas, el Director técnico y el Jefe de la Oficina de Planificación. La representación de los usuarios se fija, por lo menos, en un tercio del total de vocales y con, al menos, un vocal por cada uno de los usos de abastecimiento de agua, de regadíos y aprovechamiento energético. La Junta formula la propuesta de presupuestos y del Plan Hidrográfico, adopta los acuerdos relativos a los actos de disposición patrimonial, declara la sobreexplotación de acuíferos y determina los perímetros de protección.

#### **4.1.2. ÓRGANOS DE GESTIÓN**

Entre los órganos llamados por la ley órganos de gestión, pero que en realidad son órganos auxiliares y de apoyo de los órganos de gobierno, destacan las Juntas de Explotación, en las que se integran, con representación mayoritaria, los distintos usuarios del agua. Estas Juntas tienen por misión la coordinación de la explotación de los recursos y de las obras hidráulicas de aquel conjunto de ríos, tramos de río o unidad hidrogeológica cuyos aprovechamientos estén especialmente relacionados. Forman parte de dichas Juntas el Director técnico del Organismo de Cuenca (que ostentará la presidencia), los miembros del Organismo de Cuenca designados por el Presidente (que asistirán con voz pero sin voto) y los representantes de los usuarios que tengan inscrito su aprovechamiento en el registro o estén en trámite de inscripción.

La Asamblea de usuarios está integrada por todos los que forman parte de las Juntas de Explotación para coordinar, en el ámbito de la cuenca, lo que coordinan las Juntas de Explotación en un ámbito mucho más reducido: la explotación de las obras hidráulicas y recursos de agua de toda la cuenca.

La Comisión de Desembalse es el órgano al que le corresponde deliberar y formular propuestas al Presidente del Organismo de Cuenca sobre el régimen adecuado de llenado y vaciado de los embalses y acuíferos de la cuenca, atendidos los derechos concesionales de los distintos usuarios. Su composición y funcionamiento se regulan

reglamentariamente atendiendo al criterio de representación adecuada de los intereses afectados.

Las Juntas de Obras se constituyen por la Junta de Gobierno, a petición de los futuros usuarios de una obra ya aprobada, a fin de que tales usuarios estén directamente informados del desarrollo e incidencias de dicha obra.

#### **4.1.3. ÓRGANOS DE PLANIFICACIÓN**

La transposición de la Directiva ha supuesto ampliar el concepto de planificación y extenderlo a las aguas costeras y de transición, por lo que en el proceso planificador se deben tener en cuenta también a los entes con responsabilidad en estas aguas. En cada Demarcación Hidrográfica se constituye un Consejo del Agua de la Demarcación en el que están representados todos los agentes con intereses y competencia en materia de agua, incluidos los entes con responsabilidad en las aguas costeras (Demarcaciones de Costas, Puertos y Marina mercantes). Los Consejos del Agua de las Demarcaciones Hidrográficas, que sustituyen al anterior órgano planificador, los Consejos del Agua de cada Cuenca (en los que estaban representados todos los agentes con intereses y competencia en materia de agua), tienen como objetivo fomentar la información, consulta pública y participación activa en la planificación hidrológica, así como elevar al Gobierno, a través del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, el Plan Hidrológico de la Demarcación y sus posteriores revisiones. Además, deberá informar sobre los proyectos de normas relativos a la protección de las aguas y a la mejor ordenación, explotación y tutela del dominio público hidráulico. Los Consejos del Agua están integrados por representantes de cada departamento ministerial relacionado con la gestión de las aguas, de los servicios técnicos del Organismo de Cuenca, de las Demarcaciones de Costas, de las Autoridades Portuarias y de las Capitanías Marítimas afectadas. También forman parte del Consejo de la Demarcación representantes de la Comunidad Autónoma, de las Entidades Locales, de los usuarios y de las asociaciones y organizaciones ecologistas, así como aquéllas que defienden intereses sociales y económicos relacionados con el agua.



#### **4.1.4. ÓRGANOS DE COOPERACIÓN**

Debido al complejo sistema de distribución de competencias entre las distintas administraciones que tiene nuestro país y la necesidad de incorporar la premisa de la protección de las aguas, se crea por el artículo 36 bis del TRLA una nueva figura: el Comité de Autoridades Competentes de la Demarcación Hidrográfica, órgano de cooperación interadministrativa y coordinador de todas las autoridades que tienen competencia en la protección de las aguas. Este órgano carece de funciones facultativas y su actuación, en ningún caso, afecta a la titularidad de las competencias que, en las materias relacionadas con la gestión de las aguas, corresponde a las distintas Administraciones Públicas (Pallarés, 2005).

La composición, funcionamiento y atribuciones de estos Comités se regulan en el Real Decreto<sup>(1)</sup> 126/2007, de 2 de febrero. Las funciones básicas del Comité de Autoridades Competentes son:

- Favorecer la cooperación en el ejercicio de las competencias relacionadas con la protección de las aguas que ostenten las distintas Administraciones Públicas en el seno de la respectiva Demarcación Hidrográfica.
- Impulsar la adopción por las Administraciones Públicas competentes en cada Demarcación de las medidas que exija el cumplimiento de las normas de protección del Texto Refundido de la Ley de Aguas.
- Proporcionar a la Unión Europea, a través de los Órganos competentes de la Administración General del Estado, conforme a la normativa vigente, la información relativa a la Demarcación Hidrográfica.

Aunque su composición varía entre las distintas Demarcaciones, siempre figuran representantes de los órganos con competencias sobre la protección y control de las aguas reguladas por la Ley<sup>(2)</sup> de 1985, de la Administración General del Estado, de las Comunidades Autónomas cuyo territorio forme parte total o parcialmente de la

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2007/02/03/pdfs/A05120-05122.pdf>

(2) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/1985/08/08/pdfs/A25123-25135.pdf>

Demarcación Hidrográfica, y de los Entes Locales cuyo territorio coincida total o parcialmente con el de la Demarcación Hidrográfica, representados en función de su población dentro de la demarcación, a través de las correspondientes federaciones territoriales de municipios. En la Tabla 52 se detalla la distribución de vocales por Demarcación Hidrográfica del Comité de Autoridades Competentes.

| Demarcación Hidrográfica | Administración General del Estado | Administraciones Autonómicas   | Entidades Locales |
|--------------------------|-----------------------------------|--|-------------------|
| <b>Guadalquivir</b>      | MAGRAMA: 1                        | Andalucía, Castilla-La Mancha, Extremadura y Región de Murcia. Uno por cada Comunidad (4)  | 1                 |
|                          | Departamentos Ministeriales: 2    |  |                   |
| <b>Segura</b>            | MAGRAMA: 1                        | Andalucía, Castilla-La Mancha, Región de Murcia y Comunidad Valenciana. Un vocal por cada Comunidad. (4)   | 1                 |
|                          | Departamentos Ministeriales: 2    |  |                   |
| <b>Júcar</b>             | MAGRAMA: 1                        | Aragón, Castilla-La Mancha, Región de Murcia, Cataluña y Comunidad Valenciana. Un vocal por cada Comunidad. (5)  | 2                 |
|                          | Departamentos Ministeriales: 3    |  |                   |
| <b>Miño-Sil</b>          | MAGRAMA: 1                        | Galicia, Principado de Asturias y Castilla y León. Un vocal por cada Comunidad. (3)  | 1                 |
|                          | Departamentos Ministeriales: 1    |  |                   |
| <b>Cantábrico</b>        | MAGRAMA: 1                        | Principado de Asturias, Cantabria, Castilla y León, Galicia, Navarra y País Vasco. Un vocal por cada Comunidad. (6)                                      | 2                 |
|                          | Departamentos Ministeriales: 4    |  |                   |
| <b>Duero</b>             | MAGRAMA: 3                        | Cantabria, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Galicia, La Rioja, Extremadura y Madrid. Un vocal por cada Comunidad. (7)                                | 2                 |
|                          | Departamentos Ministeriales: 3    |  |                   |
| <b>Tajo</b>              | MAGRAMA: 1                        | Aragón, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Extremadura y Madrid. Un vocal por cada Comunidad. (5)  | 2                 |
|                          | Departamentos Ministeriales: 3    |  |                   |
| <b>Guadiana</b>          | MAGRAMA: 1                        | Andalucía, Castilla-La Mancha y Extremadura. Un vocal por cada Comunidad. (3)  | 1                 |
|                          | Departamentos Ministeriales: 1    |  |                   |
| <b>Ebro</b>              | MAGRAMA: 4                        | Aragón, Cantabria, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Cataluña, Navarra, La Rioja, Comunidad Valenciana y País Vasco. Un vocal por cada Comunidad. (9) | 3                 |
|                          | Departamentos Ministeriales: 4    |  |                   |
| <b>Ceuta</b>             | 1                                 | 1  |                   |
| <b>Melilla</b>           | 1                                 | 1  |                   |

**Tabla 52.** Composición del Comité de Autoridades Competentes por Demarcación Hidrográfica.

## **4.2. ADMINISTRACIONES HIDRÁULICAS INTRACOMUNITARIAS**

Si la administración pública del agua se ejerce en las Cuencas intercomunitarias a través de las Confederaciones Hidrográficas, en las cuencas intracomunitarias es asumida, como ya se ha indicado anteriormente, por las Administraciones Hidráulicas de las Comunidades Autónomas correspondientes. En este apartado se analizan la estructura y organización de las distintas formas de Administración Hidráulica adoptadas por las Comunidades Autónomas que cuentan con cuencas intracomunitarias en su territorio: Galicia, Cataluña, Baleares, Canarias y Andalucía.

### **4.2.1. LA ADMINISTRACIÓN HIDRÁULICA DE GALICIA**

La Administración Hidráulica en Galicia está regulada por la Ley<sup>(1)</sup> 8/1993, de 23 de junio, en la que se establece que la Comunidad Autónoma de Galicia ejerce sus competencias en materia de aguas y obras hidráulicas a través de los órganos administrativos y entes públicos que la integran. Esta Administración Hidráulica se estructura, según un doble criterio de especialización y de dirección única, en órganos administrativos generales y entes especiales. Los órganos administrativos generales son el Consello de la Xunta de Galicia y la Consellería competente en materia de medio ambiente. Los entes especiales son Augas de Galicia y la Empresa Pública de Obras y Servicios Hidráulicos (EPOSH). Todos estos órganos están coordinados por la Comisión Delegada de la Xunta de Galicia para el medio ambiente.

El elemento central del esquema organizativo de la Administración Hidráulica de Galicia, tanto desde la perspectiva de la actuación administrativa como de la participación de los usuarios del agua en la adopción de las decisiones que les afecta, lo constituye Augas de Galicia, organismo autónomo de carácter administrativo, adscrito a la Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras, creado por la Ley<sup>(2)</sup> 3/2002, de 29 de abril, de medidas de régimen fiscal y administrativo. Este organismo tiene su referente más

---

(1) Disponible en <http://augasdegalicia.xunta.es/ql/2.6.6.htm>

(2) Disponible en [http://www.xunta.es/dog/Publicados/2002/20020502/Anuncio7052\\_es.html](http://www.xunta.es/dog/Publicados/2002/20020502/Anuncio7052_es.html)

inmediato en las Confederaciones Hidrográficas contempladas en la Ley de Aguas, y puede considerarse como el fruto de la descentralización de las distintas funciones de la administración de las aguas que en Galicia son ejercidas, en buena medida, por los órganos territoriales del propio ente, a fin de aproximar la gestión a los administrados.

Sus funciones principales, asignadas por la Ley 8/1993, son las siguientes:

- Elaboración, seguimiento y revisiones del plan hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Galicia-Costa.
- La administración y control del dominio público hidráulico.
- La administración y control de los aprovechamiento hidráulicos.
- El proyecto, construcción y explotación de las obras hidráulicas.
- La autorización de las obras e instalación de vertidos desde tierra a las aguas del litoral gallego y el ejercicio de las funciones de policía sobre el mismo.
- El ejercicio de cualquier otra función que le sea atribuida por el Consello de la Xunta.

El organigrama del organismo, basado en criterios de especialización, organización territorial y participación de los usuarios, está establecido en el Decreto<sup>(1)</sup> 108/1996, de 29 de febrero, por el que se aprueba el Reglamento del organismo autónomo Augas de Galicia, modificado por los Decretos 146/2003<sup>(2)</sup>, de 6 de febrero, 132/2008<sup>(3)</sup>, de 19 de junio y 246/2009<sup>(4)</sup>, de 30 de abril. Dicho organigrama responde al esquema indicado en la Figura 74.

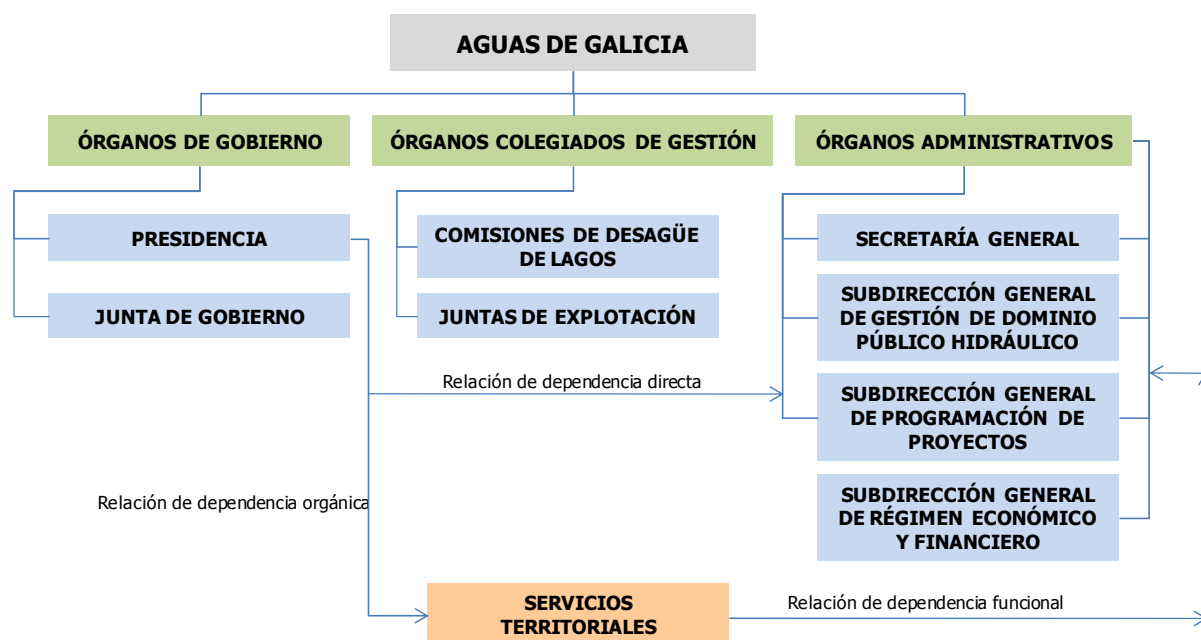
---

(1) Disponible en <http://augasdegalicia.xunta.es/gl/2.6.6.htm>

(2) Disponible en [http://www.xunta.es/dog/Publicados/2003/20030211/Anuncio41BE\\_es.html](http://www.xunta.es/dog/Publicados/2003/20030211/Anuncio41BE_es.html)

(3) Disponible en [http://www.xunta.es/dog/Publicados/2008/20080630/Anuncio2C4C6\\_es.html](http://www.xunta.es/dog/Publicados/2008/20080630/Anuncio2C4C6_es.html)

(4) Disponible en [http://www.xunta.es/dog/Publicados/2009/20090501/Anuncio18CB6\\_es.html](http://www.xunta.es/dog/Publicados/2009/20090501/Anuncio18CB6_es.html)



**Figura 74.** Esquema organizativo del organismo autónomo Augas de Galicia (Augas de Galicia<sup>(1)</sup>).

#### 4.2.2. LA ADMINISTRACIÓN HIDRÁULICA ANDALUZA

Andalucía tiene asumidas plenas competencias en la gestión del agua y el dominio público hidráulico en el litoral andaluz, así como sobre canales y regadíos, y sobre las aguas subterráneas cuando el aprovechamiento de las mismas afecte sólo al territorio andaluz. Hasta el año 2011, la administración hidráulica en la Comunidad Autónoma de Andalucía se organizó a través de la Agencia Andaluza del Agua, creada el 1 de enero de 2005 como organismo autónomo dependiente de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, con la labor de coordinar y desarrollar todas las competencias de ésta en asuntos de aguas. En esa misma fecha, la antigua Confederación Hidrográfica del Sur pasó a ser competencia de la Junta de Andalucía y un año más tarde, el 1 de enero de 2006, la Junta asumió las competencias sobre las cuencas de los ríos Guadalete, Barbate, Tinto, Odiel, Piedras y Chanzas. La Agencia se estructuraba en los siguientes órganos de gobierno y gestión: Presidencia, Comisión del Agua en la Cuenca Mediterránea Andaluza y en la Cuenca Atlántica Andaluza, Dirección General de Planificación y Gestión, Dirección General de la Cuenca Mediterránea Andaluza,

(1) Disponible en <http://augasdegalicia.xunta.es/gl/Index.htm>

Dirección General de la Cuenca Atlántica Andaluza e Instituto del Agua de Andalucía.

La Agencia Andaluza del Agua desapareció en el año 2011, tras la organización del sector público realizada por la Junta de Andalucía a través de la Ley<sup>(1)</sup> 1/2011, de 17 de febrero, quedando integradas las competencias y funciones, reservadas a la administración del agua por la legislación vigente, en la Consejería de Medio Ambiente a través de la Secretaría General del Agua, creada por el Decreto<sup>(2)</sup> 105/2011, de 19 de abril. De esta Secretaría General dependen la Dirección General de Infraestructuras y Explotación del Agua, que ya existía con las mismas funciones en la Agencia Andaluza del Agua, y la Dirección General de Planificación y Gestión del Dominio Público Hidráulico, que asume las funciones de dos Direcciones de la extinta Agencia Andaluza del Agua, la Dirección General de Planificación y Participación y la Dirección General del Dominio Público Hidráulico.

La Secretaría General del Agua, con rango de Viceconsejería, ejerce la coordinación e impulso de la actuación de la Consejería en materia de planificación, participación, dominio público hidráulico, infraestructura y explotación del agua. Concretamente, le corresponde como funciones principales:

- La política de aguas de la administración de la Junta de Andalucía y posterior evaluación de su aplicación, así como la difusión y divulgación de la misma, encaminadas a fomentar el uso racional y eficiente de los recursos hídricos.
- La planificación hidrológica de las cuencas intracomunitarias y la participación de la Comunidad Autónoma en la planificación hidrológica de las Demarcaciones Hidrográficas de las Cuencas del Guadalquivir, Guadiana y Segura.
- Los proyectos derivados de la planificación hidrológica y, en general, de las obras públicas de competencia de la Comunidad Autónoma de Andalucía.
- Las actuaciones encaminadas a la conservación, restauración y gestión del

---

(1) Disponible en <http://www.juntadeandalucia.es/boja/2011/36/d1.pdf>

(2) Disponible en [http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/2012\\_provisional/estructura%20org%20D105.pdf](http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/2012_provisional/estructura%20org%20D105.pdf)

dominio público hidráulico.

#### **4.2.3. LA ADMINISTRACIÓN HIDRÁULICA DE CATALUÑA**

La Agencia Catalana del Agua (ACA), en catalán Agencia Catalana de l'Aigua, es una empresa pública de la Generalitat de Catalunya, adscrita al Departamento de Territorio y Sostenibilidad, fundada en el año 2000 como Administración Hidráulica de Cataluña. Es la encargada de ejecutar la política del Gobierno de la Generalitat en materia de aguas y tiene plenas competencias sobre las cuencas internas de Cataluña y competencias compartidas en las cuencas intracomunitarias con la Confederación Hidrográfica del Ebro (cuencas catalanas del Ebro y del Garona) y la Confederación Hidrográfica del Júcar (cuenca catalana del Cenja).

La Agencia se regula mediante el Decreto legislativo<sup>(1)</sup> 3/2003, de 4 de noviembre, por el cual se aprueba el texto refundido de la legislación en materia de aguas de Cataluña, que ordena las competencias de la Generalitat y las de los entes locales en materia de aguas y obras hidráulicas. También se regula mediante los estatutos, los cuales despliegan su estructura organizativa y el régimen de funcionamiento.

#### **4.2.4. LA ADMINISTRACIÓN HIDRÁULICA CANARIA**

Por tratarse de un archipiélago y como consecuencia del carácter insular y ultraperiférico de la Comunidad Autónoma de Canarias, su Administración Hidráulica, regulada en la Ley<sup>(2)</sup> 12/1990, de 26 de julio, de Aguas de Canarias, presenta singularidades en cuanto al régimen jurídico, a su organización administrativa y a su estructura económica. La Administración Hidráulica Canaria se estructura en órganos administrativos generales (el Gobierno de Canarias, la Consejería de Obras Públicas y Transporte y los Cabildos Insulares), y entes especializados (los Consejos Insulares del Agua, uno por isla, que ejercen las competencias de la Administración Hidráulica en cada una de ellas).

Los Consejos Insulares de Aguas son entes de derecho público con personalidad jurídica

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/ccaa/doqc/2003/4015/f22823-22840.pdf>

(2) Disponible en <http://www.gobiernodecanarias.org/libroazul/pdf/4107.pdf>

propia, con naturaleza de organismos autónomos adscritos, a efectos administrativos, a los Cabildos Insulares (entes locales). Se configuran como el Organismo de cuenca en cada una de las Islas, asumiendo en régimen de descentralización y participación, la dirección, ordenación, planificación y gestión unitaria de las aguas insulares. Sus características más importantes es que están participados por aquellos sectores privados (concesionarios y titulares de aprovechamientos, agricultores, consumidores y usuarios, empresarios y sindicatos) más estrechamente vinculados con el agua; y por representantes de la Administración Pública (Cabildo Insular, Ayuntamientos, Gobierno de Canarias y concesionarios de servicios públicos).

Las funciones más relevantes de los Consejos Insulares de Aguas son:

- La elaboración y aprobación inicial de los planes y actuaciones hidrológicas.
- El control de la ejecución del planeamiento hidrológico y, en su caso, la revisión del mismo.
- El otorgamiento de las concesiones, autorizaciones, certificaciones y demás actos relativos a las aguas.
- La custodia del Registro y Catálogo de Aguas insulares y la realización de las inscripciones, cancelaciones o rectificaciones oportunas.
- La gestión y control del dominio público hidráulico, así como de los servicios públicos regulados en la Ley de Aguas de Canarias.
- La policía de aguas y sus cauces.
- La instrucción de todos los expedientes sancionadores y la resolución de los incoados por faltas leves y menos graves.
- La ejecución de los programas de calidad de las aguas, así como su control.
- La realización de las obras hidráulicas de responsabilidad de la Comunidad Autónoma en la Isla.



- La fijación de los precios del agua y su transporte, en aplicación de lo que reglamentariamente establezca el Gobierno de Canarias.
- El otorgamiento de autorizaciones y concesiones referentes al dominio público hidráulico.
- La inspección y vigilancia del cumplimiento de las condiciones de concesiones y autorizaciones relativas al dominio público hidráulico.
- La realización de aforos, estudios de hidrología, información sobre crecidas y control de la calidad de las aguas.
- El estudio, proyecto, ejecución, conservación, explotación y mejora de las obras incluidas en sus propios planes, así como de aquellas otras que pudieran encomendárseles.
- La definición de objetivos y programas de calidad de acuerdo con la planificación hidrológica.
- La prestación de toda clase de servicios técnicos relacionados con el cumplimiento de sus fines específicos y, cuando le fuera solicitado, el asesoramiento a la Administración del Estado, comunidades autónomas, corporaciones locales y demás entidades públicas o privadas, así como a los particulares.

Al Gobierno de Canarias, por su parte, le corresponde garantizar la unidad de gestión de las aguas en la Comunidad Autónoma, la cooperación en el ejercicio de las competencias que, en relación con su protección, ostenten las distintas administraciones públicas en Canarias, así como proporcionar a la Unión Europea, a través del ministerio competente en materia de medio ambiente, la información relativa a la Demarcación Hidrográfica que se requiera. Además, a los efectos de la aplicación de la Directiva Marco del Agua, es la Autoridad Competente para coordinar las Demarcaciones Hidrográficas en el ámbito territorial de la Comunidad Autónoma de Canarias.

#### **4.2.5. LA ADMINISTRACIÓN HIDRÁULICA BALEAR**

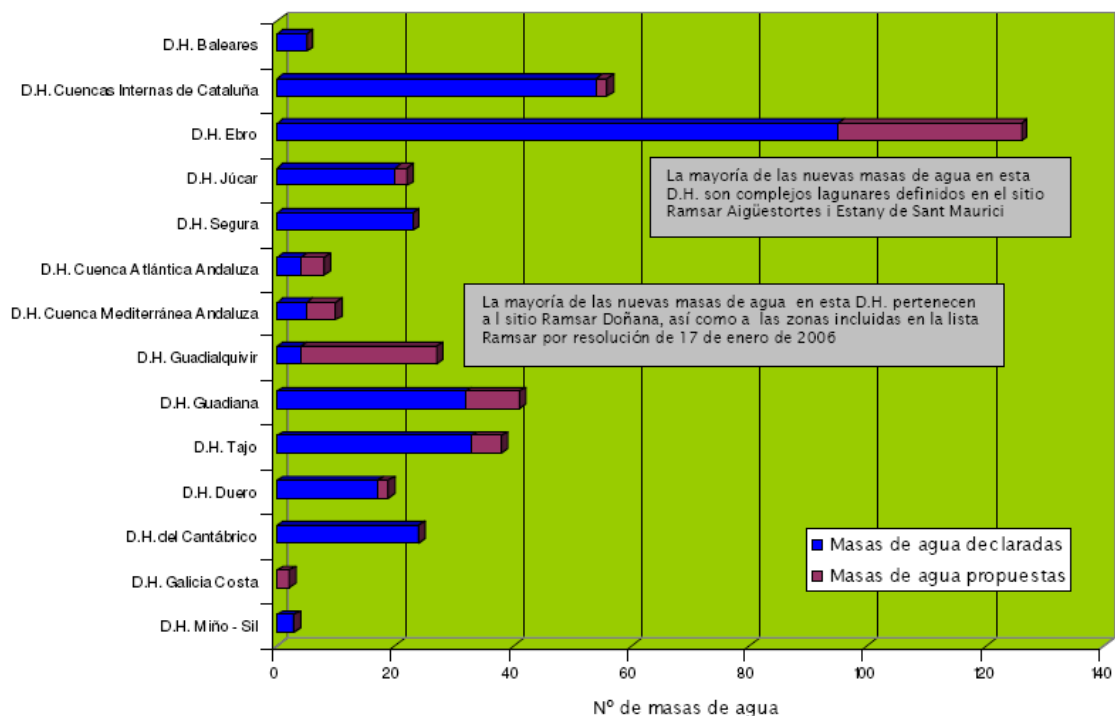
La Administración Hidráulica Balear ejerce sus competencias en la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears. Está formada por varios organismos: el Consejo de Gobierno de las Illes Balears, el titular de la Consejería de Agricultura, Medio Ambiente i Territorio, el titular de la Dirección General de Recursos Hídricos, que incluye la Junta de Gobierno, el Consejo Balear del Agua, las Juntas Insulares de Aguas y las Juntas de Explotación de acuíferos específicos y, por último, la Agencia Balear del Agua y de la Calidad Ambiental.

En atención a la gran importancia del agua en el archipiélago, se ha creado una Entidad Autónoma de carácter administrativo que ejerce las competencias en materia de aguas, a la que se adscriben dos empresas públicas regionales: el Instituto Balear de Saneamiento (IBASAN) y el Instituto Balear del agua (IBAGUA), con el objeto de conseguir una gestión más especializada y más ágil en el abastecimiento y la depuración del agua.

## 5. MASAS DE AGUA DE LA CATEGORÍA LAGO EN LAS DEMARCACIONES HIDROGRÁFICAS ESPAÑOLAS

La designación como masa de agua por parte de las Administraciones Hidráulicas competentes resulta de gran importancia puesto que, en cumplimiento de la DMA, estas masas de agua deberán alcanzar el buen estado, a más tardar, en 2015 y, para ello, se han de poner en práctica las medidas que sean necesarias, que se incluirán en los programas de medidas especificadas en los planes hidrológicos de cuenca.

Hasta la fecha, se han identificado 319 masas de agua correspondientes a la categoría *lago*. La distribución de masas de agua de la categoría *lago* en cada Demarcación Hidrográfica es muy desigual, tal y como se refleja en la Figura 75.



**Figura 75.** Distribución de masas de agua de la categoría lago por Demarcaciones Hidrográficas (Martínez et al., 2010).

Los lagos mineros descritos en el apartado 5 del Capítulo III se sitúan en las Demarcaciones Hidrográficas indicadas en la Tabla 53. En dicha Tabla también se señalan la superficie de estos lagos mineros a los efectos de su comparación con la superficie límite de 50 ha, exigible para su designación como masa de agua artificial.

| LAGO MINERO            | SUPERFICIE (ha)    | DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA    |
|------------------------|--------------------|-----------------------------|
| Meirama                | 185,9              | Galicia-Costa               |
| As Pontes              | 865,0              |                             |
| Filón Centro (Tharsis) | 0,038 <sup>o</sup> | Ríos Tinto, Odiel y Piedras |
| Herrerías              | 0,0223             |                             |
| Cueva de la Mora       | 0,0178             |                             |
| Confesionarios         | 0,0248             |                             |
| Aznalcóllar            | 0,2840             |                             |
| Areneras de A Limia    | 218,0              | Miño-Sil                    |
| Villalba I             | -                  | Miño-Sil                    |
| Villarinos             | 14,5               | Galicia-Costa               |
| Reocín                 | 50,24              | Cantábrico                  |
| La Respina             | 12,0               | Duero                       |
| Corta Cervantes        | 85,36              | Andaluza                    |

**Tabla 53.** Demarcaciones Hidrográficas de lagos mineros.

Los lagos mineros de Meirama y As Pontes (Demarcación Hidrográfica Galicia-Costa), las areneras de A Limia (Demarcación Hidrográfica Miño-Sil), el lago minero de Reocín (Demarcación Hidrográfica del Cantábrico) y la Corta Cervantes (Demarcación Hidrográfica de Andalucía) superan las 50 ha, lo que significa que deberán ser designados por las Administraciones Hidráulicas como masas de agua artificiales de la categoría *lago*. Esto supone que deberán incluirse en el Plan Hidrológico de Cuenca, a los efectos del cumplimiento de los objetivos medioambientales fijados por la DMA y de su monitorización para el seguimiento y control y aplicación de las medidas correctoras.

## **6. REFLEXIONES**

En este capítulo se ha realizado una revisión exhaustiva de todos los aspectos relacionados con la Administración Hidráulica española, incluyendo su evolución histórica, la adaptación operada como consecuencia de la nueva realidad política y de gestión del agua impuesta por la Directiva Marco, y los distintos órganos que componen esta Administración, así como las funciones que tienen encomendadas en el marco de la nueva planificación hidrológica.

Con la incorporación de la Directiva Marco del Agua a nuestro ordenamiento jurídico, las Confederaciones Hidrográficas, en el caso de las cuencas hidrográficas intercomunitarias, y las Administraciones Hidráulicas Autonómicas, en el caso de las cuencas intracomunitarias, se configuran en la actualidad como organismos gestores del agua y reguladores del uso privativo de la misma. Además, son organismos para la protección, conservación y mejora de los recursos hídricos y las Administraciones competentes para la designación de las masas de agua a efectos de la aplicación de la Directiva y, en consecuencia, a los efectos de la aplicación de los programas de medida conducentes a alcanzar los objetivos medioambientales.

La DMA es aplicable a todas las masas de agua de la categoría *lago* con una superficie superior a 0,5 km<sup>2</sup>, sin ningún tipo de discriminación. En España, hasta la fecha de cierre de este trabajo, ningún lago minero ha sido designado como masa de agua artificial de la categoría lago. En relación a esta cuestión, hay que resaltar que, a la vista de lo expuesto en el capítulo anterior sobre los resultados de las investigaciones alemanas (que han demostrado que los lagos mineros tienen potencial ecológico y que esas condiciones tienen referencia en los lagos naturales, a excepción de los lagos débilmente ácidos), cualquier lago minero con una superficie superior a 0,5 km<sup>2</sup>, independientemente de la sustancia extraída, deberá ser designado como masa de agua por la Administración Hidráulica a los efectos de la consecución de los objetivos medioambientales, de su monitorización y de la aplicación de las medidas correctoras a través de los planes hidrológicos.

Cabe destacar, por otra parte, que muchos de los lagos mineros formados en nuestro país tienen un tamaño inferior al límite de 0,5 km<sup>2</sup>, pero ello no exime de la obligación de crear masas de agua compatibles con ecosistemas asociados y con otros usos, en función de su grado de compatibilidad con la conservación de la naturaleza.

## ***CAPÍTULO VI***

# **LA PLANIFICACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES**

---

La planificación consiste en el proceso, metódicamente organizado y, frecuentemente, de gran amplitud, diseñado para obtener un objetivo determinado, tal como el desarrollo armónico de una ciudad, el desarrollo económico, la investigación científica, el funcionamiento de una industria, etc. Es una forma de acción racional dirigida a un fin (Kaiser, 1974). Con más precisión, la planificación se puede definir como el proceso de toma de decisiones para alcanzar un futuro deseado, teniendo en cuenta la situación actual y los factores internos y externos que pueden influir en el logro de los objetivos. Desde el punto de vista jurídico, Martín-Retortillo (1988) afirma que la planificación responde a un proceso de racionalización en la toma de decisiones, mediante la fijación previa de objetivos a alcanzar y de las conductas y medios necesarios para ello, durante un periodo de tiempo determinado.

De acuerdo con las diferentes definiciones dadas, cabe destacar que la planificación supone el establecimiento de objetivos (o metas), y la elección de los medios más convenientes para alcanzarlos: planes y programas. Implica, además, un proceso de toma

de decisiones, un proceso de previsión (anticipación), de visualización (representación del futuro deseado) y de predeterminación. Todo proceso planificador tiene tres características: debe referirse al futuro, debe indicar acciones y debe de existir un elemento de causalidad personal u organizatiivo.

Según Jiménez Castro (1982), la planificación puede clasificarse, de acuerdo a sus propósitos, en tres tipos fundamentales no excluyentes: planificación Operativa, planificación Económica y Social y planificación Física o Territorial. La Planificación Económica y Social se define como el inventario de recursos y necesidades y la determinación de metas y de programas que han de ordenar esos recursos para atender dichas necesidades, en aras del desarrollo económico y la mejora social de un país. La Planificación Física o Territorial podría ser definida como la adopción de programas y normas adecuadas para el desarrollo de los recursos naturales dentro de los cuales se incluyen los agropecuarios, los minerales y los energéticos y, además, para el crecimiento de ciudades y el desarrollo regional rural. En este trabajo nos centraremos en las Planificaciones Económica y Social, así como en la Física o Territorial.

En relación con el proceso planificador, puede introducirse el concepto de plan que, de acuerdo con la definición de Moliner, entre otros significados, consiste en el programa de cosas que se piensan hacer y de cómo se piensan hacer. Ariño Ortiz y Gallego Anabitarte (1974) lo definen como un programa de acciones y medidas a futuro que, anticipándose a cambios y variaciones, tiene por objetivo alcanzar de la forma más rápida, eficaz y racional unos determinados fines.

A partir del significado de planificación y plan, en este capítulo se trata de poner de manifiesto la importancia que tiene y las posibilidades que ofrece la integración coordinada entre la planificación de los recursos hidráulicos (en aras a satisfacer las demandas) y de los recursos mineros (en aras a garantizar el suministro de materias primas esenciales para nuestra sociedad) en el marco de un desarrollo sostenible y una adecuada y racional protección del medio ambiente. Se defiende que esta integración debe ser instrumentada a través del plan de restauración del espacio natural afectado por las actividades mineras, como plan de ordenación territorial y medioambiental, autorizado en las primeras fases de la toma de decisiones. Para llegar a esta conclusión, se considera



imprescindible partir del conocimiento del agua y de los minerales desde diversos puntos de vista, para enlazar posteriormente con el concepto de planificación de los recursos y su manifestación a través de los planes hidrológicos de cuenca, planes de minerales y planes de restauración.

## **1. LOS RECURSOS HÍDRICOS Y LOS RECURSOS MINERALES**

En este apartado se describen los recursos hídricos y los recursos minerales desde el punto de vista de su dinámica, función, importancia vital, valor económico y características de apropiación, así como los mecanismos institucionales para la asignación del derecho de uso de los mismos en España. El conocimiento de los aspectos particulares de estos recursos naturales resulta imprescindible para su ordenación, su planificación y la gestión de su oferta y demanda con criterios de sostenibilidad.

### **1.1. LA IMPORTANCIA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS Y EL RÉGIMEN PARA SU ASIGNACIÓN Y USO**

El preámbulo de nuestra Ley de Aguas propugna que el agua es un recurso natural escaso, indispensable para la vida y para el ejercicio de la mayoría de las actividades económicas; es irremplazable, no ampliable por la mera voluntad del hombre, irregular en su forma de presentarse en el tiempo y en el espacio, fácilmente vulnerable y susceptible de usos sucesivos. Asimismo, el agua constituye un recurso unitario, que se renueva a través del ciclo hidrológico y que conserva, a efectos prácticos, una magnitud casi constante dentro de cada una de las cuencas hidrográficas de nuestro país.

El agua es un recurso esencial para la vida en cualquiera de sus múltiples formas. Sin agua, la vida no habría aparecido sobre la Tierra, que es el único planeta de nuestro Sistema Solar que posee agua. Como establece el primer principio de la Carta del Agua, "*sin agua no hay vida*". Los animales y las plantas presentan contenidos elevados de agua, sobre todo en los tejidos en los que existe una mayor actividad fisiológica y, en menor medida, en los tejidos menos activos.

La importancia del agua para la vida lo evidencia el hecho de que las grandes civilizaciones hayan estado unidas a grandes ríos. La antigua Mesopotamia se asentó entre el Tigris y el Eufrates, la civilización del Neolítico chino nació junto al río Amarillo y la civilización egipcia se desarrolló en torno al Nilo. En la actualidad, las ciudades y

núcleos poblacionales se asientan en lugares donde existe agua superficial o subterránea en cantidad y calidad suficientes.

Todas las actividades humanas dependen del agua: La agricultura es la mayor consumidora en términos cuantitativos, pues su función es insustituible. Para la industria, el agua constituye una materia prima, además de servir como elemento de refrigeración y de limpieza en los procesos productivos. La industria alimentaria, la siderurgia, las refinerías de petróleo, la industria química y la energética son grandes consumidoras de agua. El agua desempeña, asimismo, una importante función en la producción de energía hidroeléctrica y en el transporte fluvial y marino. También es necesaria para el sector turístico e, indudablemente, también para los usos domésticos.



**Figura 76.** El ciclo del agua o ciclo hidrológico simplificado.

El agua es un recurso renovable. La cantidad total de agua del planeta no cambia; circula y se conserva a través del ciclo hidrológico o ciclo del agua, que relaciona el agua, la tierra y la atmósfera, según se refleja en la Figura 76, en la que se representa el ciclo simplificado.

El ciclo hidrológico comienza con la evaporación del agua desde la superficie del océano. A medida que se eleva, el aire humedecido se enfría y el vapor se transforma en agua a través del proceso de la condensación. Las gotas se juntan y forman una nube. Luego, caen por su propio peso dando lugar a la precipitación. Cuando la atmósfera se enfría, el agua cae como nieve o granizo, mientras que, cuando se calienta, caerán gotas de lluvia.

Una parte del agua que llega a la tierra será aprovechada por los seres vivos; otra escurrirá por el terreno hasta llegar a un río, un lago o el océano, fenómeno que se conoce como escorrentía. Otra parte del agua se filtrará a través del suelo, formando masas de agua subterránea, a través de su infiltración o percolación. Más tarde o más temprano, toda esta agua volverá nuevamente a la atmósfera, debido principalmente a la evaporación.

Al evaporarse, el agua deja atrás todos los elementos disueltos. Por eso, el ciclo del agua nos entrega un elemento puro. Otro proceso, que también purifica el agua y que es parte del ciclo, es la transpiración de las plantas. Las raíces de las plantas absorben el agua, la cual se desplaza hacia arriba a través de los tallos o troncos, movilizándolo consigo a los elementos que necesita la planta para nutrirse. Al llegar a las hojas y flores, se evapora incorporándose a la atmósfera en forma de vapor de agua.

Esta renovación natural del agua a través del ciclo hidrológico supone que existan reservas suficientes del recurso siempre que se aproveche de forma racional y sostenible, es decir, siempre que no se consuma más agua de la que se produce de manera natural y siempre que no se viertan efluentes que superen la capacidad de dilución del recurso hídrico y lo inutilicen.

Hay que señalar que, aunque el ciclo se renueve, el agua disponible no es suficiente para cubrir todas nuestras crecientes necesidades y demandas. Nuestro modelo económico se basa en un constante crecimiento, y el crecimiento económico va ligado a una mayor utilización del recurso. Además, la población del planeta aumenta muy rápidamente. Ello significa que cada vez se genera una mayor presión sobre el recurso para diferentes usos (Pallarés, 2005).

La dificultad en la obtención del agua viene dada porque el ser humano solo puede aprovechar una escasa proporción de los recursos que se generan a través del ciclo hidrológico. Una gran proporción de esta agua es salada, otra parte es subterránea, y no siempre se conoce o se puede utilizar, y otra se encuentra de manera permanente en forma de hielo. Además, el agua sólo se encuentra en ciertos sitios y en cantidad variable en función, básicamente, de la época del año.

Por otra parte, el agua es un recurso vulnerable y su fácil degradación agrava los problemas de escasez por el hecho de que los recursos, aunque existentes, puedan resultar inservibles para los distintos usos. Fuentes de contaminación son la lluvia ácida, a través del ciclo hidrológico, así como los vertidos directos (puntuales) e indirectos (difusos) al recurso.

Los vertidos que contaminan el agua provienen de diferentes focos: de la agricultura y ganadería, de las aguas residuales de núcleos poblacionales y de la industria en general.

De la agricultura y ganadería provienen vertidos difusos, que contaminan tanto las aguas subterráneas como las superficiales, sobre todo por la desoxigenación del recurso. A este respecto, Franquet B. (2001) afirma que tanto los residuos animales como los fertilizantes comerciales químicos y orgánicos, con su alto contenido en nitrógeno, fósforo, potasio, magnesio, microelementos y otras materias, consumidoras de oxígeno y que albergan muchos microorganismos patógenos, contaminan las aguas a través de la percolaciones en el terreno y de la escorrentía superficial. La agricultura también contamina a través de los pesticidas (herbicidas, insecticidas, acaricidas, fungicidas).

El efecto principal de las aguas residuales de los núcleos urbanos es el consumo de oxígeno del agua. Por ello, en los abastecimientos poblacionales lo recuperado en cantidad resulta totalmente consumido en calidad, pues en su mayor parte son aguas fecales, con grave alteración de sus cualidades físicas, químicas y biológicas.

Respecto a la industria en general, la refrigeración de determinadas fábricas y centrales eléctricas, que utilizan agua en circuito abierto y cerrado, producen un calentamiento del recurso. Los productos químicos e industriales en general (los detergentes, ya sean de uso industrial o doméstico) son una importante causa de contaminación, la actividad

minera también produce y vierte residuos; y las centrales nucleares originan sustancias radiactivas.

La construcción de presas y canales, la realización de obras en los cauces, la derivación de caudales, afecta a la dinámica natural de los ríos y, por lo tanto, altera el funcionamiento, la variedad y la riqueza del ecosistema de una cuenca determinada. Si desaparece la riqueza biológica de un río, éste pierde, entre otras cosas, gran parte de la capacidad de regeneración que tiene. En España los ríos son, sin duda alguna, los ecosistemas más impactados, tanto por su intensa regulación, trasvases y detracción de caudales (mediante una voluminosa obra hidráulica), como por la multitud de contaminantes vertidos provenientes de los más variados focos.

Como hemos indicado, el agua se puede usar para muchos fines; sin embargo, después de usada no siempre se devuelve íntegra ni con las condiciones originales, distinguiéndose entre los usos del agua consuntivos y no consuntivos. Los usos consuntivos suponen consumo del recurso en cantidad y calidad; por ejemplo, los riegos que conllevan un retorno de agua a los cauces inferior al 50%, cargada de sales disueltas; la industria que consume agua bien en cantidad, incorporando agua al producto fabricado, bien en calidad, por su utilización para diluir o transportar residuos. Los usos no consuntivos no modifican las propiedades físicas, químicas o biológicas ni la cantidad del recurso; es el caso del aprovechamiento hidroeléctrico y la navegación no a motor.

La contaminación del agua es un gravísimo problema, agravado en España por la escasez de caudales circulantes en nuestros ríos. Las principales técnicas de protección contra la contaminación son: el establecimiento de caudales ecológicos, la sujeción de los aprovechamientos a evaluación de impacto ambiental y la autorización de vertido. Sin lugar a duda, la autorización de vertido es la herramienta fundamental con que cuenta la Administración Hidráulica para proteger la calidad de las aguas continentales (González, 2011). Como señala el Real Decreto Legislativo<sup>(1)</sup> 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas y el artículo 245 del Reglamento del Dominio Público Hidráulico, modificado por el Real Decreto<sup>(2)</sup> 606/2003, se consideran

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2001/07/24/pdfs/A26791-26817.pdf>

(2) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2003/06/06/pdfs/A22071-22096.pdf>

vertidos los que se realicen directa o indirectamente en las aguas continentales, así como en el resto del dominio público hidráulico, cualquiera que sea el procedimiento o técnica utilizada. La autorización de vertido tiene como objeto la consecución de los objetivos medioambientales establecidos. En modo alguno es una licencia para contaminar, sino que su finalidad es garantizar el buen estado ecológico de las aguas (Fanlo, 2001). Dichas autorizaciones se otorgan teniendo en cuenta las mejores técnicas disponibles y de acuerdo con las normas de calidad ambiental y los límites de emisión fijados reglamentariamente.

El enfoque combinado expresado en la Directiva 2000/60/CE, Directiva Marco del Agua, establece que se deben fijar los límites de vertido teniendo en cuenta las mejores técnicas disponibles y que, una vez hecho ésto, se debe analizar si son compatibles con la consecución de las normas de calidad ambiental del medio receptor y, en caso contrario, se deben establecer límites más rigurosos. La comprobación del cumplimiento de las normas de calidad ambiental y la evaluación de las características de emisión e inmisión se pueden valorar mediante un cálculo por balance de masas o mediante un modelo matemático de simulación más preciso. Este estudio se realizará a partir de los datos de caudal y emisión presentados por el peticionario en la declaración de vertido y la información disponible en el Organismo de Cuenca acerca de caudales (datos históricos de aforo) del medio receptor y valores de los parámetros determinados en el mismo, procedentes de las redes de control y vigilancia (González, 2011).

Otra cuestión importante, aunque distinta, es el régimen jurídico aplicable al uso de los recursos hídricos, así como los mecanismos para su asignación, que vienen determinados por la naturaleza demanial que ostentan estos recursos debido a su afectación principal al uso público y al fomento de la riqueza nacional (Parada, 1993). La publicación del agua, que afecta a la trascendental cuestión de la propiedad del recurso, se afirma en la Ley de Aguas de 2 de agosto de 1985, que declaró públicas todas las aguas, sean superficiales o subterráneas renovables. En este sentido, el artículo 2 del texto refundido establece que el dominio público hidráulico del Estado está constituido por:

- Las aguas continentales, tanto las superficiales como las subterráneas renovables con independencia del tiempo de renovación.

- Los cauces de las corrientes naturales, continuas o discontinuas.
- Los lechos de los lagos y lagunas y los de los embalses superficiales en cauces públicos.
- Los acuíferos subterráneos, a los efectos de los actos de disposición o de afección de los recursos hidráulicos.
- Las aguas procedentes de la desalación de agua de mar una vez que, fuera de la planta de producción, se incorporen a cualquiera de los elementos señalados en los apartados anteriores.

Como bienes integrantes del dominio público del Estado, su asignación y uso en España corresponde a la Administración, sin que intervenga el mercado. Los particulares sólo adquieren el derecho de aprovechamiento, no la propiedad del agua, salvo los derechos adquiridos al amparo de la legislación anterior que la ley respeta (Fanlo, 2001). En consecuencia, las aguas privadas son ahora un concepto residual. Cabe incluir en ellas a las charcas situadas en predios de propiedad privada, que son parte integrante de los mismos, siempre que se destinen a su servicio exclusivo (artículo 10 de la Ley); asimismo, a las aguas que discurran por cauces de aguas pluviales, en tanto atraviesen desde su origen, únicamente, fincas de dominio particular (artículo 5.2 de la Ley).

En cuanto a la utilización de las aguas públicas, la ley distingue entre los usos comunes y generales, los usos especiales y los usos o aprovechamientos privativos.

Los usos comunes o generales de las aguas superficiales, mientras discurran por sus cauces naturales, alcanzan a todos sin necesidad de autorización ni concesión administrativa, considerándose como tales los de beber, bañarse y otros usos domésticos, así como abreviar ganado. Estos usos habrán de llevarse a cabo de forma que no se produzca alteración de la calidad y caudal de las aguas.

Los usos especiales son aquéllos que, siendo compatibles con otros usos, requieren autorización administrativa, dadas las peculiares circunstancias de peligrosidad o intensidad que comportan, como la navegación y flotación, el establecimiento de barcas de paso y sus embarcaderos, la pesca y los vertidos.



Los usos o aprovechamientos privativos del dominio público hidráulico, sean o no consuntivos, sólo se adquieren por disposición legal o por concesión administrativa. El otorgamiento de las concesiones es discrecional, no reglado; es decir, que la Administración no está obligada a otorgar la concesión aunque existan recursos disponibles, si bien la denegación de la concesión y de caudales deberá ser motivada y adoptada en función del interés público. Para el otorgamiento de las concesiones, el procedimiento establecido en la Ley se rige por los principios de publicidad y de tramitación en competencia de proyectos, con el objeto de obviar en lo posible todo tipo de arbitrariedad prefiriéndose, en igualdad de otras condiciones, aquellos concesionarios que proyecten el uso más racional del agua y una mejor protección para el entorno. La regla de la competencia sólo podrá eliminarse cuando se trate de abastecimiento de agua a poblaciones, o cuando se pretenda renovar una concesión para este fin o para riego. Para las concesiones de escasa importancia por su cuantía, incluidas las destinadas a aprovechamientos hidroeléctricos de pequeña potencia, se prevén procedimientos simplificados acordes con sus características (artículos 71 y 51.3).

## **1.2. LA IMPORTANCIA DE LOS RECURSOS MINERALES Y EL RÉGIMEN PARA SU APROPIACIÓN**

El preámbulo de nuestra Ley de Minas propugna que los yacimientos minerales y demás recursos geológicos son recursos naturales que constituyen una riqueza fundamental en la vida económica del país y reafirma su naturaleza jurídica como bienes de dominio público. Las sustancias minerales son recursos naturales no renovables, que se presentan en el espacio en forma de estructuras geológicas (criaderos o depósitos), cuya ubicación viene dictada por la naturaleza, como consecuencia de la actividad geológica pretérita, y cuyo aprovechamiento está determinado por la viabilidad económica y técnica de su explotación. Hay sustancias minerales cuya existencia es relativamente abundante (áridos, rocas ornamentales, arcillas, etc.) y otras son sustancias más escasas y cuya posibilidad de explotación económica es más dinámica en función de su demanda y, en consecuencia, de los precios y de los costes; es el caso, por ejemplo, de los metales.

La Real Academia Española define a los minerales como sustancias inorgánicas que se hallan en la superficie o en las diversas capas de la corteza del globo y, principalmente, aquéllas cuya explotación ofrece interés. También los define como parte útil de una explotación minera. Hace más de un siglo, la Ley de Minas de 1869 definía los minerales como *"las sustancias útiles del reino mineral, cualquiera que sea su origen y forma de yacimiento, hállese en el interior de la tierra o en la superficie y para su aprovechamiento"*. Esta definición, basada en el concepto de utilidad, se ha visto superada actualmente, como señala Fernando Plá (1994), por el concepto de mineral económico, que debe definirse como toda aquella sustancia del reino mineral que investigada, extraída, concentrada y/o tratada, transportada y vendida producirá un beneficio económico, quedando pues tan sólo excluidos los vegetales y animales y todas aquellas sustancias minerales que produzcan pérdidas económicas.

Al igual que sucedió con el agua, la evolución, el avance y desarrollo de la humanidad han estado íntimamente ligados a la utilización de los recursos minerales. De hecho, los grandes periodos de la Prehistoria se han designado con nombres minerales: la Edad de Piedra (Paleolítico, Mesolítico y Neolítico) y la Edad de los Metales (Calcolítico o Edad del Cobre, Edad del Bronce y Edad del Hierro). El sílex o piedra, el cobre, el bronce, obtenido a partir de minerales de cobre y estaño, y el hierro fueron los primeros recursos minerales utilizados por el hombre. A estos se fueron incorporando otros muchos, como el oro, la plata y las piedras preciosas, utilizados como materiales monetaristas; el plomo, el mercurio, que mejoraron la recuperación de los metales preciosos; los mármoles y demás piedras ornamentales y de construcción, y las arcillas para la fabricación de piezas de adobe o ladrillos; el carbón, que permitió la revolución industrial y el nacimiento de grandes sociedades mercantiles internacionales; el cobre, el plomo y el zinc, necesarios para el desarrollo de la electricidad y otros nuevos adelantos y para las demandas sociales de mejora y bienestar; el azufre, para la obtención de ácido sulfúrico, los áridos para el hormigón, la sosa, el petróleo, el aluminio. Puede decirse que, a lo largo de la historia, el desarrollo vino definido por la necesidad de alguna sustancia minera.

En la actualidad, los minerales se utilizan en casi todos los productos consumidos en nuestra vida cotidiana. Los recursos minerales constituyen hoy en día materias primas básicas para un gran número de actividades económicas. La construcción, las obras

públicas, la industria automovilística, la industria aeronáutica y aeroespacial, la industria naval, la de bienes de equipo, la electrónica e informática, las industrias de herramientas, del vidrio, de la cerámica, la alimentación, la farmacéutica, la cosmética, la papelera, la agricultura y un largo etcétera consumen minerales. Como señala García Cortés (2006), los minerales y sus derivados están omnipresentes en nuestra vida cotidiana, desde que nos cepillamos los dientes al levantarnos hasta que ponemos nuestro despertador en hora al acostarnos. Incluso los productos de origen vegetal o animal que utilizamos (madera, ropa de fibras naturales) no podrían fabricarse sin la imprescindible contribución de herramientas hechas con productos minerales.

Como muestra de lo indicado anteriormente, en la Tabla 54 se detallan las aplicaciones de algunos minerales industriales y en la Tabla 55 las de algunos metales.

| MINERALES INDUSTRIALES                 | PRINCIPALES USOS  |
|--|---|
| <b>Áridos</b>                          | Construcción (hormigón), carreteras (sub-bases, bases y aglomerados asfálticos), ferrocarriles (balasto y sub-balasto), instalaciones portuarias (hormigón y escollera) y aeroportuarias (hormigón, bases, sub-bases y aglomerados asfálticos).   |
| <b>Barita</b>                          | Industria del petróleo (lodos de perforación), química, cerámica y vidrio. Carga en pinturas, plásticos, cauchos y tintas.  |
| <b>Bentonita y arcillas especiales</b> | Aglomerante en los moldes de arena para fabricación de piezas de hierro, acero o fundiciones no férreas.<br>Aglomerante en la producción de pellets de mineral de hierro.<br>Agente tixotrópico y lubricante en ingeniería civil (pantallas, cimentaciones, muros).<br>Material de sellado en la construcción y rehabilitación de vertederos.<br>Purificador de aceites y líquidos alimentarios.<br>En farmacia, agricultura, cosméticos, detergentes, pinturas, papel, pastas enceradoras, camas para gatos, catalizadores, etc. |
| <b>Feldespato</b>                      | Cerámica y vidrio; también en pinturas, plásticos y cauchos.  |
| <b>Fluorita</b>                        | Producción de ácido fluorhídrico, que se utiliza en la industria química, en la fabricación de aluminio, como decapante de aceros, esmerilado de vidrios, etc.<br>Industria del vidrio o cerámicas (para dar opacidad) y como fundente en la industria metalúrgica.   |
| <b>Caolín</b>                          | Fabricación del papel, cerámica fina, refractarios, caucho y plásticos, pinturas, cemento y fibra de vidrio.  |
| <b>Calizas</b>                         | Fabricación de cemento; producción de cales (para construcción y en la industria siderúrgica); desulfuración de gases, tratamiento de agua potable, industria química, papel, alimentación y farmacia.  |
| <b>Magnesita</b>                       | Productos refractarios. También en la industria química, papel, farmacéutica, depuración de gases, etc.   |
| <b>Perlita</b>                         | Morteros y cementos ligeros para construcción, agricultura y horticultura; filtros industriales para alimentación y bebidas (vinos, cervezas), industria farmacéutica; materiales aislantes.  |
| <b>Piedra natural</b>                  | Construcción, industria funeraria.  |
| <b>Potasa</b>                          | Agricultura (fertilizantes). También en la industria del vidrio, cerámica, baterías, lodos de perforación, jabones y detergentes, productos químicos y farmacéuticos.   |

| MINERALES INDUSTRIALES | PRINCIPALES USOS   |
|------------------------|--|
| <b>Talco</b>           | Papel, plásticos y pinturas. También en agricultura, farmacia, cerámica, pesticidas, cargas de cauchos y aglomerantes asfálticos.  |
| <b>Sal</b>             | Industria química (fabricación de cloro y otros productos), mantenimiento invernal de viales, tratamiento de aguas (desinfección y depuración), industria alimenticia y muchos otros usos. |
| <b>Yeso</b>            | Construcción, prefabricados e industria del cemento.   |

*Tabla 54. Aplicaciones de algunos minerales industriales. Fuente: European Minerals Yearbook 1996-1997; EULA; K+S-Schätzung; the Industrial Minerals Association website (García Cortés, 2006).*

| METAL            | USOS   |
|------------------|--|
| <b>Antimonio</b> | Utilizado para aumentar la dureza de las aleaciones, en semiconductores y material retardante del fuego.   |
| <b>Arsénico</b>  | Preservación de maderas, fertilizantes, fuegos artificiales, herbicidas e insecticidas. Aleado en municiones y soldaduras. Semiconductores para telecomunicaciones, células solares e investigación espacial.                                    |
| <b>Bauxita</b>   | Producción de aluminio. Industria de la automoción, aeronáutica, farmacéutica y equipamiento de hospitales. Carpintería metálica, empaquetado alimentario, cables de alto voltaje, etc.  |
| <b>Berilio</b>   | Componentes electrónicos, eléctricos y aplicaciones aeroespaciales y de defensa. Podría producirse en Europa (Portugal y España, en particular).   |
| <b>Bismuto</b>   | Farmacia y aleaciones de bajo punto de fusión. Puede producirse como subproducto en la metalurgia del Zinc. Bulgaria y Rumania (hoy UE) son productoras de este metal.   |
| <b>Boro</b>      | Vidrio (en especial fibra de vidrio) y cerámica.   |
| <b>Cadmio</b>    | Baterías, pigmentos, chapados y galvanizados, estabilizador de plásticos, aleaciones no férricas.  |
| <b>Cromo</b>     | Industria química. Materiales metálicos refractarios. Utilizado en aceros y aleaciones no férricas para aumentar la dureza y resistencia a la corrosión. Otros usos como catalizador, en la industria del cuero, pigmentos y cromado de metales. |
| <b>Cobalto</b>   | En aceros aleados, superaleaciones y aleaciones magnéticas. Baterías, carburos, herramientas y catalizadores. También usado para pigmentos y pinturas de secado rápido.  |
| <b>Cobre</b>     | Cables y maquinaria eléctrica, fontanería y refrigeración. Construcción, industria química y farmacéutica. Aleaciones, fundiciones y chapados de protección.   |
| <b>Estaño</b>    | Hojalata para alimentación y bebidas. Soldaduras y aleaciones.   |
| <b>Estroncio</b> | Tubos de televisores, magnetos, fuegos artificiales.   |
| <b>Hierro</b>    | Producción de acero.   |
| <b>Litio</b>     | Cerámica, vidrio, fabricación de aluminio, lubricantes y grasas, baterías recargables y caucho sintético.  |
| <b>Manganeso</b> | Siderurgia (acero), baterías secas, aditivos para pinturas, colorante para cerámicas, fertilizantes y aditivo en comidas para mascotas.  |
| <b>Mercurio</b>  | Aplicaciones eléctricas y electrónicas. Producción de cloro, sosa cáustica y baterías.   |
| <b>Molibdeno</b> | Utilizado en aceros de gran tenacidad y/o tolerancia a altas temperaturas y resistentes a la corrosión. Suele ser un subproducto de la metalurgia del cobre.   |
| <b>Niobio</b>    | Aceros especiales y superaleaciones.   |
| <b>Níquel</b>    | Aceros inoxidables, aleaciones no férricas, fundiciones, chapados, baterías recargables, catalizadores, etc.   |

| METAL                    | USOS  |
|--------------------------|---|
| <b>Oro</b>               | Joyería, aplicaciones industriales (circuitos eléctricos de alta calidad).      |
| <b>Plata</b>             | Joyería, fotografía.  |
| <b>Grupo del platino</b> | Catalizador (catalizadores en automóviles), electrónica, joyería y odontología. |
| <b>Plomo</b>             | Baterías de plomo-ácido, emplomados, pigmentos vidrio, munición y cerámica.     |
| <b>Renio</b>             | Superalcaciones para altas temperaturas y refinado de petróleo.                 |

**Tabla 55.** Usos de algunos metales. Fuente: *European Minerals* (García Cortés, 2006).

En cuanto al régimen de apropiación de los recursos minerales, deriva de su naturaleza de bienes de dominio público afectos al fomento de la riqueza nacional (Parada, 1993). La calificación demanial de las minas se produce, como señala el artículo 339 del Código Civil, mientras no se otorgue la concesión. Ello instrumenta que estén sujetas, como las aguas, a un importante control administrativo y que su apropiación no se produzca mediante los modos comunes de adquisición de la propiedad, sino a través de los cauces administrativos de la autorización, permiso de investigación y concesión de explotación. En cualquier caso, las minas una vez concedidas no están afectadas a un servicio ni a un uso público y, por ello, el régimen de su utilización y protección difiere sustancialmente de los demás bienes demaniales.

El régimen jurídico de la investigación y aprovechamiento de los yacimientos minerales y demás recursos geológicos, cualquiera que fueren su origen y estado físico, está regulado en la Ley<sup>(1)</sup> 22/1973, de 21 de julio, de Minas, modificada por la Ley<sup>(2)</sup> 54/1980, de 5 de noviembre y desarrollada por el Real Decreto<sup>(3)</sup> 2857/1978, de 25 de agosto, que aprueba el Reglamento General para el Régimen de la Minería. Nuestra legislación consagra una clasificación de los recursos minerales en cuatro secciones (A, B, C y D) en función del criterio económico del menor o mayor valor de las diversas sustancias. Para iniciar cualquier actividad extractiva, es necesario la autorización (caso de la sección A, con derecho prioritario del titular de los terrenos) o concesión administrativa, que obliga al titular a mantener la actividad que en la misma se establece.

(1) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/1973/07/24/pdfs/A15056-15071.pdf>

(2) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/1980/11/21/pdfs/A26000-26001.pdf>

(3) Disponible en <https://www.boe.es/datos/pdfs/BOE/1978/295/R27847-27940.pdf>

## **2. LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA EN ESPAÑA**

La planificación hidrológica se configura en el sistema normativo español regulador de los recursos hídricos como un instrumento imprescindible y necesario para ordenar la utilización racional y sostenible del recurso y de su entorno, constituyendo uno de los pilares básicos sobre los que se sustenta la Ley de Aguas, al que dedica todo un título, el tercero, que comprende de los artículos 40 al 46.

El concepto de planificación hidrológica, contenido en la Directiva Marco del Agua, no coincide plenamente con el que se desarrolló en nuestro país durante el siglo XX y contenido en la legislación española hasta 2003, pues los planes hidrológicos definidos en nuestra Ley de Aguas hasta la transposición de la DMA son planes de obras, mientras que los definidos en ésta son análisis y estudios para una buena gestión (Hernández, 1994; Estrela, 2007; Hernández-Mora *et al.*, 2010). En el nuevo enfoque de la política de aguas, hay que destacar que la planificación hidrológica tiene un papel nuclear al descansar en ella el establecimiento de las medidas necesarias para conseguir los objetivos medioambientales y para aplicar la legislación comunitaria sobre la protección del recurso, resultando el instrumento esencial para su aplicación (Pallarés, 2005). No obstante, los objetivos de la planificación hidrológica española son más amplios que los que se establecen en la DMA. Los de ésta se circunscriben al ámbito de la protección del recurso y del entorno. Los que comprenden la normativa española se amplían a todos los determinados en el artículo 40 de la Ley de Aguas que abarca, también, la satisfacción de las demandas y la consecución del equilibrio y armonización del desarrollo regional y sectorial. Se constata, como afirma Fanlo (2001), que el Derecho de aguas de un país está condicionado, sobre todo, por las características geofísicas de su territorio y por la abundancia o escasez de aguas en el mismo.

Nuestro país tiene escasos recursos hidrológicos y las previsiones de cambio climático señalan para España más calor y menos lluvias, lo que comportará una cada vez menor disponibilidad de agua. Además de los desequilibrios temporales, existen grandes desequilibrios territoriales en la distribución del agua. Debido a estas circunstancias, disponemos de un 8 por ciento de los recursos existentes de forma natural en la red hidrográfica, esto es, sin alterarla artificialmente, frente al 40 por ciento de los demás

países europeos. Gracias a la política de obras hidráulicas, contamos con 40.000 hm<sup>3</sup>/año de recursos regulados netos con una distribución de consumo idéntica a la de países que tienen nuestras mismas características físicas (15 por ciento para agua para beber, 79 por ciento para la agricultura y 6 por ciento para la industria). Dado que si no hay agua con la seguridad técnica, económica y jurídica que requieren los usos a los que va destinada, no se puede hablar de su calidad, los condicionamientos del medio físico en España hacen que en nuestro país se requiera de una gestión integrada del recurso, teniendo en cuenta los aspectos cuantitativos y cualitativos para conservar los ecosistemas asociados y para conseguir la dilución de los contaminantes vertidos, ya sea de manera directa o de manera indirecta. La planificación hidrológica tendrá que ordenar y gestionar las diferentes demandas y controlar y reducir progresivamente la contaminación, sustituyendo la política de oferta por la política de gestión de la demanda.

A continuación se realiza una exposición de la evolución del instrumento de planificación del recurso agua, de los planteamientos que supone el nuevo enfoque de la política de aguas y del contenido y naturaleza de los planes hidrológicos de cuenca.

### **2.1. LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA CON ANTERIORIDAD A LA DMA**

Hasta la nueva concepción de la gestión del agua que, con perspectiva de sostenibilidad, ha incorporado la Directiva Marco, la política de ordenación y gestión de los recursos hídricos en España se centró en la necesidad de satisfacción de las demandas que dictaban, fundamentalmente, las planificaciones sectoriales. Durante todo el siglo XX, el agua fue considerada como un factor de producción, que requería ser regulado, que era imprescindible en una economía de desarrollo, fundamentada en la agricultura y la energía hidroeléctrica, y que debía ser embalsado, canalizado, transportado y suministrado a los distintos usuarios económicos, minimizando la repercusión a éstos de los costes asociados. Ello configuró a la planificación hidrológica como una planificación instrumental de otras planificaciones, orientada única y exclusivamente a determinar las dotaciones y las obras e infraestructuras hidráulicas necesarias para posibilitar y garantizar el suministro del recurso a bajo coste con que satisfacer todas las demandas presentes y futuras y equilibrar hídricamente la península. Esta finalidad queda patente en

la Ley de Aguas de 1985 (Ley<sup>(1)</sup> 29/1985) que establecía en su artículo 38 que "*La planificación hidrológica tendrá por objetivos generales conseguir la mejor satisfacción de las demandas del agua y equilibrar y armonizar el desarrollo regional y sectorial, incrementando las disponibilidades del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos (...)*"; así como en el artículo 2 de la Ley<sup>(2)</sup> 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional, que señala que es objetivo de la Ley "*reequilibrar las disponibilidades del recurso*". Ambos artículos han sido posteriormente modificados, el primero por las reformas operadas a través de la Ley<sup>(3)</sup> 46/1999 y de la Ley<sup>(4)</sup> 62/2003, y el segundo por la reforma realizada a través de la Ley<sup>(5)</sup> 11/2005, de 22 de junio, que modifica la Ley<sup>(6)</sup> 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.

La clave de la gestión del agua en el último siglo en nuestro país ha sido la política de obras hidráulicas, una política de oferta (Fanlo, 2001). La concepción instrumental de la política de aguas al servicio de las políticas sectoriales ha generado una ingente obra hidráulica, contemplada en los Planes Hidrológicos de 1998 y, en gran medida, en el Plan Hidrológico Nacional, consistentes en planes de obras (con destino principal al regadío) a través de una relación de grandes infraestructuras hidráulicas a acometer para alcanzar los objetivos de la planificación (Franquet, 2001). Estas obras hidráulicas han sido promovidas y financiadas en su mayor parte por el Estado, que las asumió como función pública propia a principios del siglo XX ante los fracasos reiterados de la iniciativa privada. Gracias a este esfuerzo inversor contamos con una red de 1300 embalses de regulación y una disponibilidad de agua que alcanza de media un 40 por ciento de los recursos naturales, la que disponen los demás países europeo sin hacer obras.

La reforma de la Ley de Aguas de 1999 (Ley<sup>(7)</sup> 46/1999) supuso algunos cambios significativos en los planteamientos de la política de aguas, pues introdujo los caudales ecológicos como restricción previa a otros usos y el concepto de buen estado ecológico.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1985/08/08/pdfs/A25123-25135.pdf>

(2) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2001/07/06/pdfs/A24228-24250.pdf>

(3) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1999/12/14/pdfs/A43100-43113.pdf>

(4) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2003/12/31/pdfs/A46874-46992.pdf>

(5) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/2005/06/23/pdfs/A21846-21856.pdf>

(6) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2001/07/06/pdfs/A24228-24250.pdf>

(7) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1999/12/14/pdfs/A43100-43113.pdf>



Así, el mismo artículo 39 queda modificado de la siguiente manera (redacción definitiva recogida en el artículo 40 Texto Refundido de la Ley de Aguas, (Real Decreto Ley<sup>(1)</sup> 1/2001): *"La planificación hidrológica tendrá por objetivos generales conseguir el buen estado ecológico del dominio público hidráulico y la satisfacción de las demandas de agua, el equilibrio y armonización del desarrollo regional y sectorial, incrementando las disponibilidades del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos (...)"*.

Sin embargo, la Ley de 1999 siguió manteniendo el concepto de satisfacción de las máximas demandas y el objetivo de incrementar la oferta, intentando compatibilizar este objetivo con la conservación del recurso, una dualidad difícilmente abordable (Hernández-Mora *et al.*, 2010), pero necesaria por los condicionamientos del medio físico en nuestro país (Fanlo, 2001). En esta línea, en la exposición de motivos de la Ley<sup>(2)</sup> 46/1999 el legislador declaraba: *"La aplicación práctica de la Ley de Aguas de 1985 ha permitido constatar (...) la ausencia en ella de instrumentos eficaces para afrontar las nuevas demandas en relación con dicho recurso, tanto en cantidad, dado que su consumo se incrementa exponencialmente, como en calidad"*. La existencia de demandas no satisfechas por carecer de las infraestructuras adecuadas va a suponer que uno de los objetivos de la planificación hidrológica continúe siendo el incremento de las disponibilidades de agua. Sin embargo, desde el año 2003, cuando se traspuso a nuestro ordenamiento jurídico la DMA, dicho incremento debe conseguirse aplicando no ya el modelo de la política de oferta, sino el de gestión de la demanda.

## **2.2. LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA EN EL MARCO DE LA DMA. LOS PLANES HIDROLÓGICOS DE CUENCA**

La nueva cultura del agua considera que no se pueden gestionar los recursos hídricos teniendo en cuenta sólo esta idea productiva y posesiva del hombre, sino que deben gestionarse con criterios de sostenibilidad, racionalidad económica y transparencia. Así lo pone de manifiesto el primer considerando de la DMA que comienza diciendo que *"el agua no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que hay que proteger,*

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2001/07/24/pdfs/A26791-26817.pdf>

(2) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1999/12/14/pdfs/A43100-43113.pdf>

*defender y tratar como tal”.*

A la vista de lo expuesto en el epígrafe anterior, es evidente que el nuevo orden de prioridades definido por la DMA que, con el objetivo de garantizar la disponibilidad de agua de calidad en el futuro, supedita la satisfacción de las demandas a los objetivos de conservación del buen estado ecológico, exige una transformación radical tanto en los objetivos de la planificación como en los métodos empleados para su gestión. La nueva forma de planificación requiere un enfoque integrado de gestión, entendiendo dicha integración en su sentido más amplio: integración sectorial, incorporando de manera eficaz en el proceso de toma de decisiones a todas las Administraciones Públicas con competencias que afectan o son afectadas por la política de aguas; integración de las aguas costeras y de transición, de las aguas subterráneas y de las superficiales; e integración en la definición de estas políticas de los distintos sectores de la sociedad con intereses en la política de aguas, así como del público en general por medio de procesos eficaces de información, consulta y participación públicas.

Así, por ejemplo, el mismo artículo 40, ya comentado, no se vió alterado significativamente, quedando su redacción actual (tras las modificaciones introducidas por la ley 62/2003) como sigue: *"La planificación hidrológica tendrá por objetivos generales conseguir el buen estado y la adecuada protección del dominio público hidráulico y de las aguas objeto de esta ley, la satisfacción de las demandas de agua, el equilibrio y la armonización del desarrollo regional y sectorial (...)”.*

Como ya indicamos, la legislación española sigue manteniendo la satisfacción de las demandas como un objetivo primordial de la planificación, al mismo nivel que el logro del buen estado. Esta planificación se instrumenta a través del Plan Hidrológico Nacional y de los Planes Hidrológicos de Cuenca, realizados por cada Demarcación Hidrográfica.

El Plan Hidrológico Nacional se regula en el artículo 45 del texto refundido de la Ley de Aguas, configurándose como un instrumento para garantizar la disponibilidad del recurso en el territorio nacional, en función de las demandas existentes. Su contenido fundamental es la previsión y condiciones de los travases. Se aprueba por ley y contendrá, en todo caso:

- Las medidas necesarias para la coordinación de los diferentes planes hidrológicos de cuenca.
- La solución para las posibles alternativas que aquéllos ofrezcan.
- La previsión y las condiciones de las transferencias de recursos hidráulicos entre ámbitos territoriales de distintos planes hidrológicos de cuenca.
- Las modificaciones que se prevean en la planificación del uso del recurso y que afecten a aprovechamientos existentes para abastecimiento de poblaciones o regadíos.

En cuanto al contenido de los Planes Hidrológicos de Cuenca, que mediante Real Decreto aprobará el Gobierno en los términos que estime procedentes en función del interés general, el texto refundido de la Ley de Aguas establece que éstos contendrán necesariamente:

1. La descripción general de la Demarcación Hidrográfica, incluyendo:
  - a. Para las aguas superficiales, tanto continentales como costeras y de transición, mapas con sus límites y localización, ecorregiones, tipos y condiciones de referencia. En el caso de aguas artificiales y muy modificadas se incluirá, asimismo, la motivación conducente a su calificación.
  - b. Para las aguas subterráneas, mapas con la localización y límites de las masas de agua.
  - c. El inventario de los recursos superficiales y subterráneos, incluyendo sus regímenes hidrológicos y las características básicas de calidad de las aguas.
2. La descripción general de los usos, presiones e incidencias antrópicas significativas sobre las aguas, incluyendo:
  - a. Los usos y demandas existentes con una estimación de las presiones sobre el estado cuantitativo de las aguas, la contaminación de fuente puntual y

- difusa, incluyendo un resumen del uso del suelo, y otras afecciones significativas de la actividad humana.
- b. Los criterios de prioridad y de compatibilidad de usos, así como el orden de preferencia entre los distintos usos y aprovechamientos.
  - c. La asignación y reserva de recursos para usos y demandas actuales y futuras, así como para la conservación o recuperación del medio natural. A estos efectos se determinarán:
    - Los caudales ecológicos, entendiendo como tales los que mantiene como mínimo la vida piscícola que, de manera natural, habitaría o pudiera habitar en el río, así como su vegetación de ribera.
    - Las reservas naturales fluviales, con la finalidad de preservar, sin alteraciones, aquellos tramos de ríos con escasa o nula intervención humana. Estas reservas se circunscribirán estrictamente a los bienes de dominio público hidráulico.
  - d. La definición de un sistema de explotación único para cada plan en el que, de forma simplificada, queden incluidos todos los sistemas parciales y con el que se posibilite el análisis global de comportamiento.
3. La identificación y mapas de las zonas protegidas.
  4. Las redes de control establecidas para el seguimiento del estado de las aguas superficiales, de las aguas subterráneas y de las zonas protegidas y los resultados de este control.
  5. La lista de objetivos medioambientales para las aguas superficiales, las aguas subterráneas y las zonas protegidas, incluyendo los plazos previstos para su consecución, la identificación de condiciones para excepciones y prórrogas, y sus informaciones complementarias.

6. Un resumen del análisis económico del uso del agua, incluyendo una descripción de las situaciones y motivos que puedan permitir excepciones en la aplicación del principio de recuperación de costes.
7. Un resumen de los Programas de Medidas adoptados para alcanzar los objetivos medioambientales previstos, incluyendo:
  - Un resumen de las medidas necesarias para aplicar la legislación sobre protección del agua, incluyendo separadamente las relativas al agua potable.
  - Un informe sobre las acciones prácticas y las medidas tomadas para la aplicación del principio de recuperación de los costes del uso del agua.
  - Un resumen de controles sobre extracción y almacenamiento del agua, incluidos los registros e identificación de excepciones de control.
  - Un resumen de controles previstos sobre vertidos puntuales y otras actividades con incidencia en el estado del agua, incluyendo la ordenación de vertidos directos e indirectos al dominio público hidráulico y a las aguas objeto de protección por esta ley, sin perjuicio de la competencia estatal exclusiva en materia de vertidos con origen y destino en el medio marino.
  - Una identificación de casos en que se hayan autorizado vertidos directos a las aguas subterráneas.
  - Un resumen de medidas tomadas respecto a las sustancias prioritarias.
  - Un resumen de las medidas tomadas para prevenir o reducir las repercusiones de los incidentes de contaminación accidental.
  - Un resumen de las medidas adoptadas para masas de agua con pocas probabilidades de alcanzar los objetivos ambientales fijados.

- Detalles de las medidas complementarias consideradas necesarias para cumplir los objetivos medioambientales establecidos, incluyendo los perímetros de protección y las medidas para la conservación y recuperación del recurso y entorno afectados.
  - Detalles de las medidas tomadas para evitar un aumento de la contaminación de las aguas marinas.
  - Las directrices para recarga y protección de acuíferos.
  - Las normas básicas sobre mejoras y transformaciones en regadío que aseguren el mejor aprovechamiento del conjunto de recursos hidráulicos y terrenos disponibles.
  - Los criterios de evaluación de los aprovechamientos energéticos y la fijación de los condicionantes requeridos para su ejecución.
  - Los criterios sobre estudios, actuaciones y obras para prevenir y evitar los daños debidos a inundaciones, avenidas y otros fenómenos hidráulicos.
  - Las infraestructuras básicas requeridas por el plan.
8. Un registro de los programas y planes hidrológicos más detallados relativos a subcuencas, sectores, cuestiones específicas o categoría de aguas, acompañado de un resumen de sus contenidos. De forma expresa, se incluirán las determinaciones pertinentes para el Plan Hidrológico de Cuenca derivadas del Plan Hidrológico Nacional.
  9. Un resumen de las medidas de información pública y de las consultas tomadas, sus resultados y los cambios consiguientes efectuados en el plan.
  10. Una lista de las Autoridades Competentes designadas.
  11. Los puntos de contacto y procedimientos para obtener la documentación de base y la información requerida por las consultas públicas.

El ciclo de la planificación hidrológica en el marco de la DMA se elabora por plazos de seis años. El procedimiento para elaborar y revisar los Planes Hidrológicos de Cuenca se regula por vía reglamentaria a través del Reglamento de Planificación Hidrológica y su Instrucción Técnica de Planificación Hidrológica, aprobada por orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre. La primera actualización del Plan Hidrológico y todas las actualizaciones posteriores comprenderán obligatoriamente:

- a. Un resumen de todos los cambios o actualizaciones efectuados desde la publicación de la versión precedente del plan.
- b. Una evaluación de los progresos realizados en la consecución de los objetivos medioambientales, incluida la presentación en forma de mapa de los resultados de los controles durante el periodo del plan anterior y una explicación de los objetivos medioambientales no alcanzados.
- c. Un resumen y una explicación de las medidas previstas en la versión anterior del Plan Hidrológico de Cuenca que no se hayan puesto en marcha.
- d. Un resumen de todas las medidas adicionales transitorias adoptadas, desde la publicación de la versión precedente del Plan Hidrológico de Cuenca, para las masas de agua que, probablemente, no alcancen los objetivos ambientales previstos.

Los Planes Hidrológicos serán públicos y vinculantes (artículo 40.4 del TRLA), tanto para los poderes públicos como para los particulares, por su naturaleza jurídica normativa con rango reglamentario, derivado de su procedimiento de elaboración y aprobación, similar al establecido en el artículo 24 de la Ley<sup>(1)</sup> 50 /1997, de 27 de noviembre, de Organización, Competencia y Funcionamiento del Gobierno, para elaborar y aprobar los reglamentos estatales (Pallarés, 2005). Su contenido tiene carácter básico y carácter vinculante, de acuerdo con el artículo 38.3, debido a su directa relación con la ordenación general de la actividad económica.

---

(1) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/1997/11/28/pdfs/A35082-35088.pdf>

Por último, hay que señalar que los Planes Hidrológicos de Cuenca no generan, por sí solos, derechos en el sentido de que su modificación no dará lugar a indemnización si no hay un título que reconozca esos derechos (por ejemplo, una concesión).



### **3. LA PLANIFICACIÓN DE LOS RECURSOS MINERALES**

Teniendo en cuenta la definición moderna de minerales dada por Fernando Plá (1994), e indicada en el apartado primero, se puede considerar explotable cualquier recurso geológico que pueda ser extraído con beneficio en el momento actual, esto es, que tenga demanda, que su calidad sea superior a una mínima, que se presente en cantidad suficiente y que su distribución espacial en la estructura geológica sea adecuada. Con base en esta definición, hay que destacar tres aspectos fundamentales de los minerales en relación a su posible ordenación. El primero es que su distribución sobre el territorio es heterogénea y la localización de los explotables depende, en gran medida, del nivel de inversión en exploración e investigación geológica realizada y de sus resultados, aplicando criterios físicos (fiabilidad geológica) y criterios económicos (fiabilidad económica). No todos los yacimientos son comercialmente viables y la decisión sobre la explotación de un determinado lugar estará fuertemente influida por la demanda del mercado, así como por el grado de inversión inicial necesaria y por el coste de transporte de los recursos hasta el usuario final. El segundo es que los yacimientos existentes se agotan en algún momento, por lo que es necesario excavar otros lugares a fin de continuar atendiendo la demanda de materias primas. Este progresivo agotamiento supone, desde el punto de vista económico de la senda de explotación óptima de extracción de recursos no renovables propuesta por Hotelling, un coste de oportunidad tanto para el propietario de los recursos minerales como para la sociedad en su conjunto (Iglesias y Dopico, 2009). El tercero (en relación a la compatibilidad entre la extracción y la protección medioambiental) es que, a diferencia de otras actividades donde el emplazamiento puede ser objeto de selección de alternativas, las actividades extractivas sólo pueden desarrollarse allí donde existen los yacimientos minerales. Por tanto, no se puede pretender que la industria minera opere tan sólo en zonas en las que no haya conflicto con otros usos del suelo, con el público en general o con otras zonas de conservación o destacables por su importancia paisajística o visual.

La primera planificación minera en nuestro país data de 1873 cuando se puso en marcha el Plan de Desarrollo de la Industria Minera. El antecedente más inmediato a nuestros días lo tenemos en el IV Plan Nacional de Minería de 1972, que siguió al tercero de 1948

(García Matos, 2009). Contemplaba cuatro capítulos: el primero dedicado al Programa Nacional de Investigación Minera, el segundo al Programa Nacional de Explotación Minera, el tercero a la Actualización de la Legislación Minera y el cuarto a la Política Social de la Minería. El objeto de este plan fue afrontar el estudio y solución de cuantos problemas pudieran oponerse a la deseable expansión de la minería. Uno de sus más importantes resultados fue la promulgación de nuestra vigente Ley de Minas. En relación a este Plan, el artículo 7 del Reglamento General para el Régimen de la Minería, aprobado por Real Decreto<sup>(1)</sup> 2857/1978, de 25 de agosto, dispone que el Ministerio de Industria y Energía llevará a cabo los estudios necesarios para adecuar el Programa Nacional de Investigación Minera y el de Revalorización de la Minería, al objeto de lograr su permanente actualización, ajustándose al aprovechamiento de los recursos objeto de la Ley de Minas. Por su parte, la Ley<sup>(2)</sup> 6/1977, de 4 de enero, de Fomento de la Minería contempla, asimismo, la elaboración del Plan Nacional de Abastecimiento de Materias Primas Minerales, de formulación bienal y en el que, supuestamente, deberían participar las Comunidades Autónomas. Tras la aprobación de la Constitución de 1978 y de los distintos estatutos de autonomía y la consiguiente transferencia de competencias a las Comunidades Autónomas en materia de desarrollo legislativo y ejecución de la legislación básica estatal, no se ha dado continuidad al Plan Nacional de Abastecimiento de Materias Primas Minerales, ni se ha aprobado tampoco un Plan Nacional que aborde la investigación y explotación racional de los recursos minerales. Algunas Comunidades Autónomas han abordado la planificación de los recursos minerales desde la perspectiva sectorial, teniendo en cuenta el resto de las políticas afectadas y, en especial, el medio ambiente. Es el caso de La Rioja, Castilla-La Mancha y Andalucía.

El desarrollo de un plan estatal de minerales, en el que se integren los estudios geológicos y los conocimientos técnicos sobre yacimientos y se defina claramente la política minera resulta, a nuestro juicio, necesario para la garantía de suministro de materias primas y para evitar que, en las elecciones entre diferentes opciones de uso del suelo, la industria extractiva resulte perjudicada. En esta planificación, la investigación minera y el conocimiento geológico en profundidad del territorio son imprescindibles para

---

(1) Disponible en <https://www.boe.es/datos/pdfs/BOE/1978/295/R27847-27940.pdf>

(2) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1977/01/08/pdfs/A00364-00370.pdf>

identificar los yacimientos minerales que deben preservarse para el futuro y evitar que se agoten recursos en intervenciones no mineras, es decir, por otros usos del suelo, como los urbanísticos. Algunos Estados miembros de la Unión Europea han elaborado planes de minerales (por ejemplo, Austria, Francia y algunos Länder alemanes) en los que se identifican reservas minerales (principalmente arena y grava) y se evalúa su calidad y cantidad (productividad), importancia regional (demanda, etc.) y aptitud para la explotación. Los planes analizan, asimismo, los posibles conflictos con otros usos del suelo, incluidos los consignados dentro de la Red Natura 2000, las zonas de protección natural, los bosques, las zonas de protección de agua subterránea, las zonas de asentamiento y las rutas de tráfico. Finalmente, identifican zonas que puedan ser aptas o no aptas para la extracción. Algunos sistemas de planificación de minerales contemplan la necesidad de salvaguardar los recursos para su futura exploración y/o extracción. Por ejemplo, Suecia ha desarrollado un banco de suelo, declarando de interés nacional diferentes tipos de reservas minerales de acuerdo con el Código Medioambiental, y protegiendo los recursos para que no sean inutilizados por un desarrollo diferente.

Como ya expusimos en el apartado 1.2, nuestra sociedad es tremendamente dependiente de las materias primas minerales. A ello hay que añadir, además, que más de la tercera parte de los 60 metales más utilizados tiene una tasa de reciclaje inferior al 50% y 34 de ellos (algunos críticos para aplicaciones microelectrónicas o para el desarrollo de tecnologías limpias) la tienen por debajo del 1% (UNEP, 2011; Delgado, 2012). Pese a esta realidad, en los últimos tiempos en nuestro país se viene observando que las administraciones, competentes en los usos del suelo dotados de instrumentos de planificación, suelen poner reparos a la implantación de las actividades extractivas, probablemente por la insuficiente valoración que hacen del proyecto minero. Frente a las trabas que el planeamiento urbanístico y el territorial imponen a las actividades mineras, el legislador ha introducido un nuevo artículo en la Ley de Minas, el artículo 22, que impide que los instrumentos de ordenación puedan establecer prohibiciones genéricas de estas actividades, precisándose para prohibirlas una motivación en base a la ponderación de los diferentes intereses en juego (Reanu, 2007). Una técnica jurídica, utilizada para dar solución a la proscripción de la prohibición genérica del uso minero en los planeamientos, ha sido la posibilidad introducida por algunas legislaciones autonómicas de permitir, caso

por caso, la tramitación de un instrumento de ordenación territorial de aplicación a la actividad minera cuando existan impedimentos en el planeamiento general para autorizar las mismas. Esto sucede, por ejemplo, en la Comunidad Autónoma de Galicia y en la Comunidad Valenciana. En Galicia, con el Plan sectorial de las actividades extractivas y los proyectos sectoriales, previstos en la disposición transitoria décimosegunda de la Ley<sup>(1)</sup> 9/2002, de 30 de diciembre, de Ordenación Urbanística y Protección del Medio Rural de Galicia, para la implantación de actividades mineras (ampliaciones de las existentes o nuevas) en suelos rústicos de especial protección, que no sea forestal o agraria. En la Comunidad Valenciana con el Plan Especial minero previsto en la Disposición adicional tercera del Decreto<sup>(2)</sup> 82/2005, de 22 de abril, del Consell de la Generalitat, de Ordenación Ambiental de Explotaciones Mineras en Espacios Forestales.

El artículo 122 no es suficiente para un desarrollo de la actividad minera con una suficiente garantía jurídica. Se precisa de una planificación y de una política minera clara a nivel nacional, que permitan compatibilizar el abastecimiento regular de los recursos minerales con la protección del medio ambiente y con el urbanismo. En la Tabla 56 se reseñan la clasificación de los minerales y las características más significativas de las industrias correspondientes (Plá, 1994), que la política y la planificación deben tener en cuenta. Es preciso partir de un diagnóstico de la minería en nuestro país, conocer con exactitud los recursos existentes y en investigación, tener localizadas las explotaciones y tener los derechos mineros en orden y saber los efectos de la minería sobre el entorno económico, social y ambiental. La política minera debe ser una política de gestión de la demanda y de gestión de la oferta, en función de las necesidades presentes y futuras y de los recursos existentes; una política cuyo pilar básico sea la planificación orientada a profundizar en los principios de sostenibilidad, apreciación ambiental y responsabilidad social. La política y la planificación mineras deberían tener como referente las actualmente aplicadas al agua.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2010/07/19/pdfs/BOE-A-2010-11486.pdf>

(2) Disponible en [http://www.docv.gva.es/datos/2005/04/26/pdf/2005\\_F4460.pdf](http://www.docv.gva.es/datos/2005/04/26/pdf/2005_F4460.pdf)

| GRUPO DE MINERALES | SUSTANCIA                  |                      | INDUSTRIA MINERA   |
|--------------------|----------------------------|----------------------|--|
| Rocas              | Materiales de construcción | Piedras              | Gran tonelaje y poco valor del producto.<br>Inagotables reservas, bien distribuidas por todo el mundo.<br>Orientación hacia el mercado.<br>Gran competencia entre los productos.<br>Localización próxima a ciudades de gran consumo, salvo por razones ecológicas.<br>Poco control de calidad.             |
|                    |                            | Gravas               |  |
|                    |                            | Arenas               |  |
|                    |                            | Calizas cementos     |  |
|                    |                            | Yesos                |  |
|                    |                            | Cales                |  |
|                    |                            | Arcillas             |  |
|                    | Arenas silíceas            |                      |  |
|                    | Rocas ornamentales         | Pizarras             |  |
|                    |                            | Mármoles             |  |
| Granitos           |                            |                      |  |
| Otras              |                            |                      |  |
| Metales            | Básicos                    | Hierro               | Gran valor del producto y poco tonelaje.<br>Mayor problema de agotamiento de reservas que de su sustitución por otra sustancia.<br>Orientación hacia la tecnología (exploración, laboreo y tratamiento).<br>Recuperación de las chatarras.<br>Distribución irregular en el mundo.<br>Pequeños yacimientos. |
|                    |                            | Cobre                |  |
|                    |                            | Zinc                 |  |
|                    |                            | Plomo                |  |
|                    |                            | Aluminio             |  |
|                    | Menores                    | Niquel               |  |
|                    |                            | Cobalto              |  |
|                    |                            | Cromo                |  |
|                    |                            | Estaño               |  |
|                    |                            | Wolframio            |  |
|                    |                            | Molibdeno            |  |
|                    |                            | Titanio              |  |
|                    |                            | Manganeso            |  |
|                    | Preciosos                  | Magnesio             |  |
| Mercurio           |                            |                      |  |
| Oro                |                            |                      |  |
| Energéticos        | Carbones                   | Platino              |  |
|                    |                            | Turba                |  |
|                    |                            | Lignito              |  |
|                    |                            | Antracita            |  |
|                    | Hidrocarburos              | Hulla                |  |
|                    |                            | Petróleo             |  |
|                    |                            | Gas natural          |  |
|                    |                            | Asfaltos             |  |
|                    | Nuclear                    | Pizarras bituminosas |  |
|                    |                            | Uranio               |  |
| Industriales       | Fertilizantes              | Oro                  | Poco tonelaje y gran cantidad.<br>Mercados cautivos muy exigentes.<br>Especificaciones muy rígidas.<br>Control de calidad en explotación, mina y en las plantas de proceso.<br>Peligro de sustitución del producto más que de agotamiento de reservas.   |
|                    |                            | Nitratos             |  |
|                    |                            | Fosfatos             |  |
|                    |                            | Potasas              |  |
|                    |                            | Piritas              |  |
|                    | Sales                      | Azufre               |  |
|                    |                            | Sal común            |  |
|                    |                            | Magnesita            |  |
|                    |                            | Fluorita             |  |
|                    |                            | Sosa                 |  |
|                    |                            | Barita               |  |
|                    |                            | Sulfatos             |  |
|                    |                            | Borax                |  |
|                    | Especiales                 | Carbonatos           |  |
|                    |                            | Asbestos             |  |
|                    |                            | Caolines             |  |
|                    |                            | Feldespatos          |  |
|                    |                            | Talcos               |  |
|                    | Refractarios               |                      |  |
|                    | Arenas especiales          |                      |  |
|                    | Arcillas especiales        |                      |  |
|                    | Cuarzo                     |                      |  |

**Tabla 56.** Clasificación de los minerales y características más significativas de las industrias correspondientes (Plá, 1994).

#### **4. LA PLANIFICACIÓN DE LA RESTAURACIÓN MINERA**

Por su propia naturaleza, la extracción de minerales tiene inevitablemente un impacto sobre el suelo en el que se realiza. La mayoría de las minas y canteras exigen la eliminación de características superficiales durante el proceso de extracción, la ocupación de espacios para el depósito de estériles, así como para infraestructuras, edificios y vías de acceso. Sin embargo, en la concepción actual de la minería, el impacto negativo producido por estas industrias sobre el lugar de extracción debe entenderse limitado y temporal, ya que el proyecto minero ha de considerarse y evaluarse englobando todas las fases de su desarrollo: desde la preparación inicial y el funcionamiento de la mina o cantera, hasta su cierre final y rehabilitación del espacio afectado. Así se expresa en la exposición de motivos del Real Decreto<sup>(1)</sup> 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, donde textualmente se dice que *"el concepto de aprovechamiento engloba el conjunto de actividades mineras destinadas a la explotación, preparación, concentración o beneficio de un recurso mineral, incluyendo las labores de rehabilitación del espacio natural afectado por las actividades mineras, de acuerdo con los principios de desarrollo sostenible y de la minimización de las afectaciones causadas por el laboreo de las minas"*. Este concepto se reafirma en el artículo 2.1 del Título Preliminar quedando, pues, la rehabilitación de los espacios afectados por la actividad minera regulada como la fase del aprovechamiento minero a través de la cual se devuelve el terreno a un estado satisfactorio de uso que puede ser incluso mejor al de las condiciones originales.

El Real Decreto surge de la necesaria incorporación a nuestro ordenamiento jurídico interno de la Directiva<sup>(2)</sup> 2006/21/CE, sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas y, además, pretende unificar y mejorar las disposiciones relativas a la protección del medio ambiente en el ámbito de la investigación y aprovechamiento de los recursos minerales, regulado por la Ley de Minas. De aquí que, a su entrada en vigor, hayan quedado derogados el Real Decreto<sup>(1)</sup> 2994/1982, de 15 de octubre, sobre

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2009/06/13/pdfs/BOE-A-2009-9841.pdf>

(2) Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:102:0015:0033:es:PDF>

restauración del espacio natural afectado por actividades mineras y el Real Decreto<sup>(2)</sup> 1116/1984, de 9 de mayo, sobre restauración del espacio natural afectado por las explotaciones mineras de carbón a cielo abierto y el aprovechamiento racional de estos recursos energéticos, así como las Órdenes Ministeriales que los desarrollan. Su carácter es básico, dictado al amparo del artículo 149.1.23º de la Constitución Española, que reserva al Estado la competencia exclusiva en materia de legislación básica sobre protección del medio ambiente, y del artículo 149.1.25º, que atribuye al Estado la competencia sobre las bases del régimen minero y energético.

El ámbito de aplicación de este Real Decreto se extiende subjetivamente a quienes realicen actividades de investigación y aprovechamiento reguladas por la Ley<sup>(3)</sup> 22/1973, de 21 de julio, de Minas, esto es, titulares o arrendatarios del derecho minero original o transmitido, los cuales quedan obligados a realizar, con sus medios, los trabajos de rehabilitación del espacio natural afectado tanto por las labores mineras como por sus servicios e instalaciones anejas, incluyéndose aquéllas donde se hayan de depositar los residuos mineros. Esta obligación queda asumida a través del Plan de Restauración, regulado en el Título I, constituido como instrumento de garantía de la rehabilitación de los terrenos afectados por la actividad, que tiene la consideración de condición especial del título minero, según el artículo 5.3. Este Plan de Restauración se autoriza por la autoridad competente en minería, según un procedimiento de participación pública, previo informe de la autoridad ambiental competente y de aquéllos otros informes que se consideren necesarios para dictar resolución, procedimiento que incluye un dictamen ambiental en los casos previstos en los Anexos I y II del Real Decreto legislativo<sup>(4)</sup> 1/2008, de 11 de enero, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos. El Plan de Restauración, de acuerdo con el artículo 7, deberá revisarse cada cinco años por parte de la entidad explotadora y, en su caso, modificarse si se han producido cambios sustanciales que afecten a lo previsto en él, incluidos cambios en el uso final del suelo una vez concluya el aprovechamiento minero.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1982/11/15/pdfs/A31246-31247.pdf>

(2) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1984/06/13/pdfs/A17194-17195.pdf>

(3) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/1973/07/24/pdfs/A15056-15071.pdf>

(4) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2008/01/26/pdfs/A04986-05000.pdf>

La recuperación del espacio natural afectado por las labores extractivas puede orientarse a usos muy amplios y variados del terreno: agropecuario, forestal, natural, recreativo, cultural, industrial o urbanístico. La opción más adecuada dependerá, entre otros factores, de las características de las alteraciones producidas en cada caso particular, de los entornos social, ecológico y paisajístico y de las condiciones técnicas y económicas del explotador. Cada uso o combinación de ellos dará lugar a una alternativa de restauración diferente. En el artículo 13 del Real Decreto se contempla expresamente la inundación del hueco de explotación tras el agotamiento del recurso como tipo de rehabilitación que puede ser considerado como uso final del suelo. A este respecto establece que *"se deberán tomar las medidas necesarias para evitar o minimizar el deterioro del estado de las aguas y la contaminación del suelo de conformidad con lo dispuesto, mutatis mutandis, en los artículos del 20 al 35. Asimismo, la entidad explotadora proporcionará a la autoridad competente la información necesaria para garantizar el cumplimiento de la legislación en materia de aguas"*.

En el capítulo III se ha demostrado la viabilidad ambiental de la inundación de las cortas mineras para formar lagos artificiales sin problemas de contaminación. Por ello, este tipo de recuperación de uso del terreno debería integrarse en la ordenación de los recursos hídricos, ya que ofrece múltiples funciones objeto de la planificación hidrológica: permite luchar contra las inundaciones y sequías, satisfacer las demandas de abastecimiento y regadío, garantizar la existencia de caudales ecológicos que corrigen la irregularidad estacional de nuestros ríos o el control y laminación de avenidas. Esta solución de restauración minera constituye, sin lugar a dudas, una oportunidad para la gestión racional de los recursos (hídricos y minerales), particularmente en zonas donde se dan circunstancias de irregularidad temporal y territorial del régimen de lluvias, constituyendo una alternativa sostenible, a falta de otras viables, para garantizar la disponibilidad de los recursos.

Es obvio que el plan de restauración está configurado como un instrumento de garantía de la recuperación del terreno desde un punto de vista ambiental; pero también debe entenderse como un instrumento de ordenación territorial, que ha de regular la implantación del futuro uso que se pretende dar a los terrenos afectados por la actividad minera. Por ello, en su formulación deberá seleccionarse el uso del suelo más adecuado a



las características del sistema territorial adoptado y a las necesidades, demandas y expectativas que la población tiene sobre el territorio, estableciendo el objetivo que se persigue, así como los medios para alcanzarlo. El uso, los objetivos y los medios deberían integrarse en las planificaciones territoriales correspondientes.

## **5. REFLEXIONES**

A lo largo del capítulo se ha puesto de manifiesto la gran relevancia que tienen los recursos hídricos y minerales para el desarrollo de nuestra sociedad y para el mantenimiento de nuestra forma de vida. Tanto los minerales como el agua son recursos naturales; los primeros no renovables, por lo que su aprovechamiento supone su agotamiento; el agua es renovable a través del ciclo hidrológico lo que, sin embargo, no garantiza su disponibilidad para los diferentes usos. La demanda de minerales y de agua será creciente en el futuro, lo que afectará indudablemente a su disponibilidad y exigirá una administración adecuada de estos recursos. En España, particularmente, los recursos hídricos se presentan de forma irregular en el espacio y en el tiempo, lo que dificulta su obtención. Históricamente, estas dificultades se superaron a través de la obra hidráulica, mediante la construcción de presas y embalses. El total de grandes presas de agua construidas en España supera la cifra de mil trescientas, siendo el país europeo con mayor densidad de obras hidráulicas de estas características: 2,4 presas por cada 1.000 km<sup>2</sup>, y unas 30 presas por millón de habitantes. La nueva sensibilidad ambiental y el importante impacto que ocasionan dichas obras sobre los ecosistemas de las diferentes cuencas parecen indicar que la política basada principalmente en las obras hidráulicas para la satisfacción de la demanda solo podrá justificarse en casos muy puntuales por lo que, ante las crecientes necesidades de un recurso escaso, habrá que buscar nuevas soluciones para su obtención. Una de estas nuevas soluciones, a la vista de lo expuesto en este estudio, es la recuperación de los huecos finales mineros mediante su transformación en lagos artificiales.

La industria extractiva suministra materias primas básicas para la mayoría de las actividades de fabricación y construcción, resulta vital para la competitividad económica y genera un importante volumen de negocios y empleo. Sin embargo, estas actividades entran frecuentemente en conflicto con otros usos del suelo o con intereses sociales más amplios. Además, son percibidas como generadoras de un elevado impacto ambiental. A nuestro parecer, esta situación se produce por un planteamiento erróneo en la valoración de la utilidad del proyecto minero. Esta valoración habitualmente se circunscribe a la fase

de operación de la mina o cantera, fase de extracción, en la que se producen realmente importantes impactos pero de carácter temporal, olvidando que los aprovechamientos abarcan la rehabilitación de los terrenos afectados. Los efectos, positivos y negativos, han de ser valorados globalmente en el conjunto del proyecto, incluyendo el coste de oportunidad que ofrece la rehabilitación para devolver al terreno a otros usos que pueden ser incluso mejores a los de las condiciones originales. Entre estos usos se encuentran los que permiten satisfacer las necesidades de agua que la sociedad y la economía demanda, minimizando el impacto ambiental.

El plan de restauración está configurado como un instrumento de garantía de la recuperación del terreno desde un punto de vista ambiental; probablemente esta sea la razón de que, lo habitual, sea plantear la rehabilitación orientada a la conservación de la naturaleza y del paisaje. Pero a nuestro juicio, el plan de restauración también debe ser un instrumento de ordenación territorial, que ha de regular la implantación del futuro uso que se pretende dar a los terrenos afectados por la actividad minera, coordinando las diferentes planificaciones territoriales. Por ello, en su formulación deberá seleccionarse el uso del suelo más adecuado a las características del sistema territorial adoptado y a las necesidades, demandas y expectativas que la población tiene sobre el territorio, estableciendo el objetivo que se persigue, así como los medios necesarios para alcanzarlos.

La existencia de demandas no satisfechas, por carecer de las adecuadas infraestructuras, y la política de la gestión de la demanda en sustitución de la política de oferta, sitúan a los lagos mineros como una alternativa viable para hacer compatible la obtención del buen estado de los ecosistemas acuáticos y la satisfacción de las demandas, objetivos ambos de la planificación hidrológica de cuenca. La integración de las múltiples funciones que los lagos mineros pueden cumplir en esa planificación evitaría la construcción de nuevas obras hidráulicas de gran envergadura, de elevado coste económico y social y de gran impacto ambiental sobre la naturaleza.

La integración de la restauración minera en la planificación hidrológica implica la previsión de diversos aspectos: el objetivo medioambiental para la masa de agua, el programa de medidas para alcanzarlo, las obras hidráulicas básicas que pudieran afectar al dominio

público hidráulico, necesarias para su construcción, las medidas compensatorias del titular y la reserva de recurso para la inundación del hueco minero una vez finalice la extracción. Tal como se puso de manifiesto en el capítulo III, en la formación de este tipo de lagos tienen gran importancia, para la consecución de una buena calidad de las aguas, la aportación de aguas externas (inundación forzada) y la velocidad del proceso de llenado; la ley prevé supuestos de utilización del agua sin necesidad de título concesional, entre los que destaca el concepto de reservas de recursos hidráulicos con otras finalidades, como la asignación y reserva de recursos para usos y demandas actuales y futuras, así como la recuperación del medio natural (artículos 40.d. y 41). La inclusión de esta reserva de recurso debería devenir de la propia autorización del plan de restauración, en cuyo procedimiento de autorización el órgano de cuenca debería emitir informe vinculante a estos efectos.

En definitiva, puede concluirse que la inundación de las cortas mineras, y su transformación en lagos artificiales, constituyen una buena solución para lograr el difícil equilibrio entre el desarrollo económico y la protección de la naturaleza que se debe integrar en la planificación hidrológica.

## ***CAPÍTULO VII***

# **LA FORMACIÓN DE LOS LAGOS MINEROS DESDE EL PUNTO DE VISTA ADMINISTRATIVO**

---

La puesta en marcha de una explotación minera supone la obtención previa del título administrativo, concesión o autorización, que habilita para poder efectuar el aprovechamiento del recurso mineral. El título de explotación implica el derecho al aprovechamiento minero conforme al proyecto de explotación aprobado en el procedimiento de otorgamiento de la autorización o concesión, de acuerdo a los títulos III y IV de la Ley<sup>(1)</sup> 22/1973, de 21 de julio, de Minas. Pero también conlleva la obligación del explotador a ejecutar, por sus medios, el plan de restauración autorizado en el citado procedimiento, al constituir este plan una condición especial del título, según se expuso en el capítulo anterior y se recoge en el Real Decreto<sup>(2)</sup> 975/2009, de 12 de junio. Consecuencia de ello, debería de ser que la autorización del plan de restauración asociado a la explotación de una mina o cantera implique la posibilidad de su ejecución efectiva,

---

(1) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/1973/07/24/pdfs/A15056-15071.pdf>

(2) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2009/06/13/pdfs/BOE-A-2009-9841.pdf>

aglutinando en sí misma todas las autorizaciones precisas para la materialización del uso previsto para los terrenos, vinculando a todas las autoridades públicas e incluyendo sus previsiones en los instrumentos de planificación medioambiental y de ordenación del territorio. Más aún en el caso de aquellas minas y canteras, en las que la opción de restauración puede condicionar en sí misma la propia viabilidad de la explotación. Es el caso, por ejemplo, de las grandes explotaciones a cielo abierto, en las que la única alternativa de rehabilitación de los terrenos afectados por la corta es su conversión en masas de agua.

En el presente capítulo se hace un análisis comparativo del régimen jurídico aplicable a las obras hidráulicas y a los lagos mineros en España y se presenta el tratamiento administrativo de estas masas de agua en el caso alemán; Para finalizar, se hace una exposición de la rehabilitación de las cortas mineras de las explotaciones de lignito pardo de As Pontes y de Meirama (A Coruña), desde el punto de vista administrativo, y se evidencian los interrogantes jurídicos que surgen del examen alternativo de ambos procesos.

## 1. ***LAS OBRAS HIDRÁULICAS. SU RÉGIMEN JURÍDICO***

Dado que uno de los objetos principales de la planificación hidrológica es la satisfacción de la demanda, lo que se ha venido consiguiendo, como se ha expuesto, a través de la ejecución de obras hidráulicas, en este apartado detallaremos el concepto de obra hidráulica y su régimen jurídico.

Bajo la denominación de obra hidráulica se incluyen todas las construcciones que tienen por objeto fundamental manejar de alguna manera el agua, cualquiera que sea su origen, y hacerla útil para el hombre, con fines de aprovechamiento o de protección frente a sus peligros.

Existe una gran variedad de tipos de obra hidráulica. En función de su utilidad se distinguen obras para suministro de agua, obras que utilizan el agua como elemento energético, obras de defensa y obras de conservación o mejora de la naturaleza. En la Tabla 57 se detallan diferentes usos dentro de cada tipo.

| <b>TIPOS DE OBRA HIDRÁULICA</b>                | <b>FINALIDAD</b>  |
|--|---|
| Obra para suministro de agua                   | Abastecimiento a poblaciones e industrias.<br>Regadíos.<br>Mantenimiento de la capa freática. |
| Obra que utiliza el agua para producir energía | Salto de agua para obtención de electricidad.<br>Navegación.                                  |
| Obra de defensa                                | Embalses amortiguadores de crecidas.<br>Corrección y protección de cauces naturales.          |
| Obra de conservación o mejora de la naturaleza | Saneamiento o depuración de aguas.<br>Embalses y cauces para pesca, recreo o paisaje.         |

**Tabla 57.** *Tipos de obra hidráulica y su finalidad.*

Para lograr cualquiera de las finalidades citadas, no suele bastar una sola obra, siendo necesario un conjunto de ellas diferenciadas por la misión que han de cumplir: presas o diques para elevar el nivel natural del agua en el río, conducciones o cauces artificiales para desviar el agua y transportarla hasta el lugar de utilización e instalaciones para su uso como redes de abastecimiento o de riego, centrales hidroeléctricas, etc. La realización de estas obras hidráulicas permite retener volúmenes de agua en un vaso topográfico,

natural o artificial, lo que se conoce con el nombre de embalse. Los embalses tienen distintas finalidades: retener excesos de agua en periodos de alta pluviosidad para ser usados en épocas de sequía (embalses de acumulación y regulación), facilitar el funcionamiento del sistema de suministro de agua, plantas de tratamiento, estaciones de bombeo (embalses de distribución) y suplir consumos locales o demandas pico. Los embalses mejoran el suministro de agua a núcleos urbanos en época de sequía, aumentan las posibilidades y superficie de riegos, facilitan el desarrollo de la industria pesquera, incrementan las posibilidades de recreo, mantienen reservas de agua para diferentes usos, aumentan las vías navegables y disminuyen las distancias de navegación, permiten el control de crecidas de los ríos y de los daños causados por inundaciones y mejoran las condiciones ambientales y paisajísticas. Por el contrario, suponen pérdidas en la actividad agroindustrial (por inundación de zonas con alto índice de desarrollo), cambios en la ecología de la zona, impactos negativos en el paisaje y en los ambientes naturales; traslado de asentamientos humanos (siempre difíciles y costosos) y construcciones de gran envergadura y elevado coste económico.

Desde el punto de vista jurídico, las obras hidráulicas están reguladas en el Título VIII del texto refundido de la Ley de Aguas, en cuyo capítulo I se determina el concepto y naturaleza de las mismas. Así, el artículo 122 establece que *"a los efectos de esta ley, se entiende por obra hidráulica la construcción de bienes que tengan naturaleza inmueble destinada a la captación, extracción, desalación, almacenamiento, regulación, conducción, control y aprovechamiento de las aguas, así como el saneamiento, depuración, tratamiento y reutilización de las aprovechadas y las que tengan como objeto la recarga artificial de acuíferos, la actuación sobre cauces, corrección del régimen de corrientes y la protección frente a avenidas, tales como presas, embalses, canales de acequias, azudes, conducciones, y depósitos de abastecimiento a poblaciones, instalaciones de desalación, captación y bombeo, alcantarillado, colectores de aguas pluviales y residuales, instalaciones de saneamiento, depuración y tratamiento, estaciones de aforo, piezómetros, redes de control de calidad, diques y obras de encauzamiento y defensa contra avenidas, así como aquellas actuaciones necesarias para la protección del dominio público hidráulico"*. Por su parte, el artículo 123 señala que *"las obras hidráulicas pueden*



*ser de titularidad pública o privada”* y el inicio de su construcción queda sujeta a la obtención de la concesión o autorización del uso del agua al que se destina la obra.

La obtención de la concesión o autorización del uso del agua al que se destina una obra hidráulica está supeditada, no obstante, a la evaluación del impacto ambiental que pueda ocasionar ésta en los casos previstos en los Anexos I y II del Real Decreto legislativo<sup>(1)</sup> 1/2008, de 11 de enero, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de Proyectos.

Las condiciones de seguridad que deben reunir las presas, embalses y balsas de aguas están reguladas en el título VII del Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por Real Decreto<sup>(2)</sup> 9/2008, de 11 de enero. Este Reglamento establece las condiciones esenciales que deben de cumplir estas instalaciones, las obligaciones de sus titulares, los procedimientos de control de seguridad y las funciones que corresponden a la Administración Pública, con la finalidad de proteger a las personas, al medio ambiente y las propiedades. Entre las excepciones previstas, siguiendo los criterios más estrictos recogidos en la normativa de los países europeos en materia de seguridad de presas y embalses, se establece un umbral mínimo, de tal manera que quedan exceptuadas del ámbito de aplicación las pequeñas presas de altura inferior a 5 metros o capacidad menor a 100.000 m<sup>3</sup>. El titular de la instalación se define como la persona física o jurídica que reúne o posee un título jurídico suficiente por el que se encuentre habilitado para construirla o explotarla. En la Tabla 58 se recogen las definiciones legales de estas instalaciones de acuerdo al Real Decreto 9/2008.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2008/01/26/pdfs/A04986-05000.pdf>

(2) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/2008/01/16/pdfs/A03141-03149.pdf>

| TIPOS DE OBRA HIDRÁULICA | DEFINICIÓN LEGAL   |
|--------------------------|--|
| Presa                    | Estructura artificial que, limitando en todo o en parte un recinto enclavado en el terreno, esté destinada al almacenamiento de agua dentro del mismo. A los exclusivos efectos de seguridad, también se entenderán como tales las balsas de agua.   |
| Balsa                    | Obra hidráulica consistente en una estructura artificial destinada al almacenamiento de agua situada fuera de un cauce y delimitada, total o parcialmente, por un dique de contención.   |
| Embalse                  | Obra hidráulica consistente en un recinto artificial para el almacenamiento de agua limitado, en todo o en parte, por la presa. También puede referirse al conjunto de terreno, presa y agua almacenada, junto con todas las estructuras auxiliares relacionadas con estos elementos y con su funcionalidad. |

**Tabla 58.** Definición de los tipos de obra hidráulica según el Real Decreto 9/2008, de 11 de enero.

Respecto a las administraciones públicas competentes en materia de seguridad de presas, embalses y balsas, se precisa que la Administración General del Estado es competente en relación con las presas, embalses y balsas situados en dominio público hidráulico en las demarcaciones hidrográficas intercomunitarias y las infraestructuras de interés general del Estado. La competencia sobre las balsas situadas fuera del dominio público hidráulico corresponde a la administración autonómica.

En relación a las obligaciones del titular, destaca la inscripción de la instalación en el Registro, la designación de un equipo técnico garante de la adecuada aplicación de las condiciones de seguridad, la acreditación de la solvencia económica suficiente para hacer frente a las exigencias de seguridad y la cobertura de los riesgos que la construcción y explotación de la instalación implica.

## **2. LOS LAGOS MINEROS. SU RÉGIMEN JURÍDICO**

Los lagos mineros son asimilables a obras hidráulicas, con ciertas particularidades. Constituyen elementos para almacenar agua, que no tienen porque interceptar un curso fluvial y que tienen un carácter artificial por la creación del hueco como consecuencia del movimiento de tierra y de los desmontes necesarios para la extracción del mineral a cielo abierto. Al poder no interceptar o cerrar cursos naturales de agua, se sitúan en muchos casos fuera del dominio público hidráulico. Entre las diversas tipologías de obra hidráulica, enumeradas en el ya citado artículo 122 de la Ley de Aguas, no están incluidos estos lagos artificiales y también se obvian en la amplia legislación que desarrolla dicha norma. Solo se hace mención a ellos, de una manera indirecta, en la Instrucción de Planificación Hidrológica al considerar como masas de agua artificiales las graveras que han dado lugar a la aparición de una zona húmeda artificial con una superficie igual o superior a 0,5 km<sup>2</sup> y, siempre y cuando, no sean incompatibles con el mantenimiento de un ecosistema asociado y, por tanto, con la definición de un potencial ecológico. Hay que resaltar, además, que la Ley de Aguas incluye en el demanio hidráulico determinadas pertenencias íntimamente relacionadas con las aguas, como los cauces de las corrientes naturales, los lechos de los lagos o lagunas, los embalses superficiales en cauces públicos, entre las cuáles es difícil encajar el supuesto del hueco minero que configura el vaso topográfico de almacenamiento del agua situado en predios particulares y fuera del dominio público hidráulico estatal.

De acuerdo con la legislación actual, la aprobación técnica de la creación del lago minero y su construcción, fase última de la actividad del aprovechamiento minero, compete a la Administración con funciones en materia de minas, como así está previsto en el Real Decreto<sup>(1)</sup> 975/2009, de 12 de junio. A la Administración Hidráulica le corresponde el otorgamiento de la concesión del aprovechamiento privativo de las aguas públicas que fueran necesarias para el llenado del hueco y establecer las condiciones que debe reunir la masa de agua para no afectar al dominio público hidráulico (aguas subterráneas y superficiales) que supone, entre otras cuestiones, determinar los requisitos que debe

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2009/06/13/pdfs/BOE-A-2009-9841.pdf>

cumplir el desagüe de la misma a los cauces fluviales.

El Real Decreto 975/2009 regula el abandono definitivo de las labores, estableciendo que sólo podrá considerarse efectivo cuando la autoridad competente en materia de seguridad minera lo haya autorizado, tras inspección final in situ, evaluación de los informes aportados por la entidad explotadora y certificado de un organismo de control autorizado de que la situación final del terreno afectado por la explotación y sus instalaciones y servicios auxiliares no suponen ningún peligro para la seguridad de las personas. A partir de ahí, y de acuerdo con el artículo 88 de la Ley<sup>(1)</sup> 22/1973, de 21 de julio, de Minas, el titular podrá disponer libremente de la maquinaria e instalaciones de su propiedad.

El caso alemán es similar al español, si bien presenta algunas diferencias. Así, la legislación minera es uniforme en la forma de una ley completa que cubre todos los aspectos de la minería, incluyendo la seguridad y salud y el medio ambiente, supervisados por una sola administración (one-stop shop). Está constituida por el Acta Federal Minera de 1980 y varias ordenanzas sobre materias técnicas y procedimentales como es, por ejemplo, la Ordenanza Minera General Federal de 1995; la ordenanza minera sobre seguridad y salud de 1991; la ordenanza sobre la evaluación del impacto ambiental de los proyectos mineros de 1990. Este completo sistema ha sido reforzado en los últimos 30 años varias veces con la transferencia a la legislación nacional alemana de la nueva legislación europea sobre concesiones, medio ambiente y seguridad y salud en las industrias extractivas, por ejemplo, la transposición de la Directiva europea<sup>(2)</sup> 85/337/EC de evaluación de impacto ambiental, y la Directiva<sup>(3)</sup> 2006/21/EC de residuos mineros para el sector minero se han integrado dentro de los procedimientos de la ley de Minas, en lugar de por medio de la ley ambiental general, a través de una enmienda del Acta Federal Minera y una ordenanza adicional.

En Alemania, las actividades mineras están sujetas a un procedimiento de autorización en dos pasos: la concesión de una autorización de exploración o explotación, que contiene el derecho exclusivo para explorar o explotar los recursos minerales especificados en la

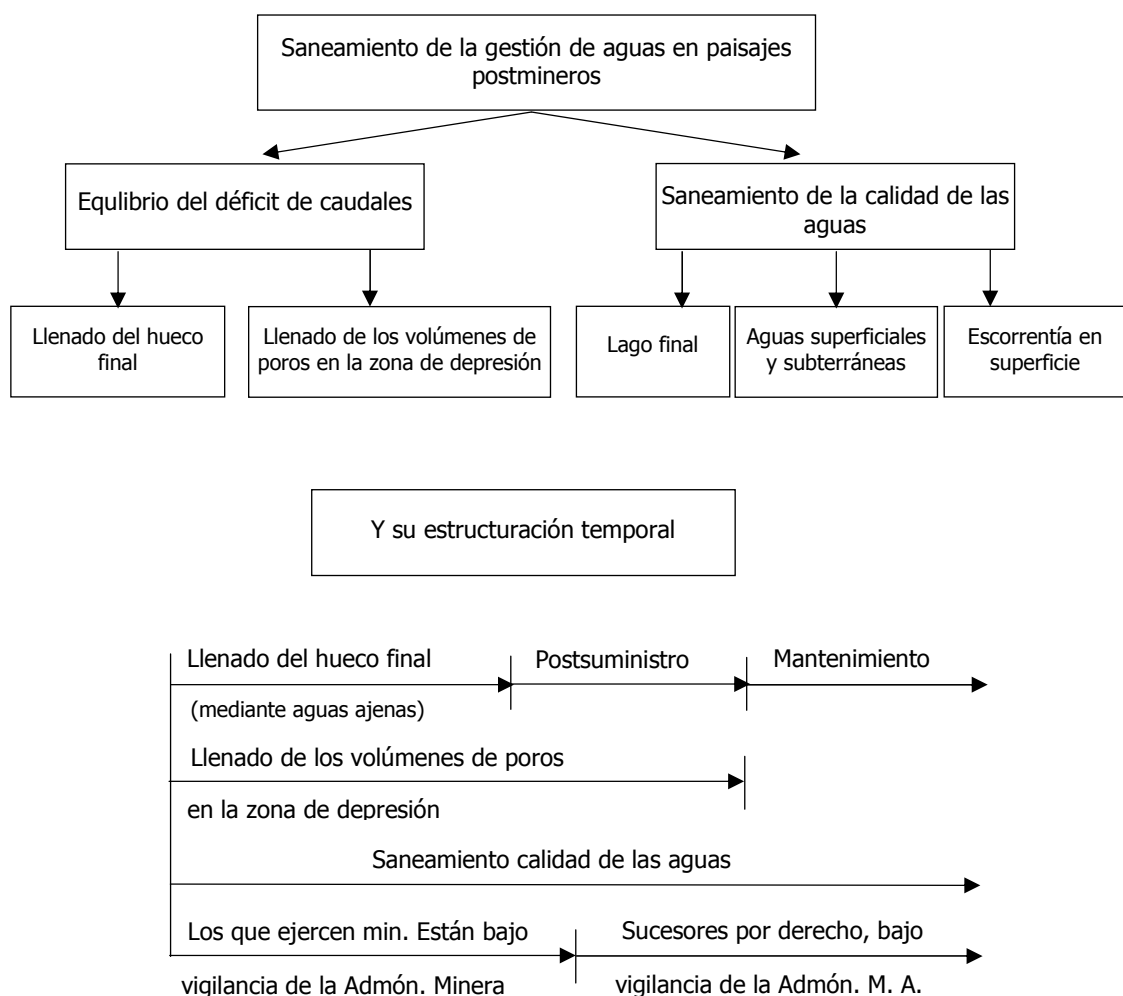
---

(1) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/1973/07/24/pdfs/A15056-15071.pdf>

(2) Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=DD:15:06:31985L0337:ES:PDF>

(3) Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:102:0015:0033:es:PDF>

autorización, y la aprobación de un plan de operaciones mineras concretas, que alcanza desde el comienzo de la exploración a la recuperación de las superficies de terreno afectadas por la minería. Esta recuperación es habitual, como hemos visto en el capítulo III, que se realice en las grandes explotaciones a cielo abierto mediante la creación de grandes lagos artificiales en la corta minera. En estos casos, la gestión de las aguas y su estructuración temporal se realizan de acuerdo al resumen que se presenta en la Figura 77.



**Figura 77.** Estructuración temporal en la gestión de las aguas en paisajes postmineros. Caso alemán.

### **3. PROCEDIMIENTO ADMINISTRATIVO APLICADO A LA FORMACIÓN DE LAGOS MINEROS: ANÁLISIS DE DOS CASOS PRÁCTICOS**

En este epígrafe se procede al análisis, desde el punto de vista administrativo, del proceso de rehabilitación de dos grandes explotaciones a cielo abierto de la misma sustancia, situadas en la misma provincia y cuya operación, proceso de restauración, cierre y abandono han sido prácticamente coincidentes en el tiempo. Ambas explotaciones se hayan sujetas a la misma jurisdicción minera, están situadas en la misma Demarcación Hidrográfica y su propuesta de restauración consiste en la transformación de la corta en un gran lago artificial.

#### **3.1. LA FORMACIÓN DEL LAGO MINERO DE AS PONTES DESDE EL PUNTO DE VISTA ADMINISTRATIVO**

La explotación a cielo abierto de lignito pardo de As Pontes se inició por parte de la Empresa Nacional de Electricidad, S. A. (ENDESA) en el año 1976 siguiendo el Proyecto de explotación "*Yacimiento de lignito de Puentes de García Rodríguez*", aprobado el 23 de junio de 1974 por la Dirección General de Minas del Ministerio de Industria y en virtud de los derechos mineros relativos a las concesiones de explotación Segunda nº 1357, Tercera nº 1360, La Merecida nº 1361, Cuarta nº 1371, Quinta nº 1372, Sexta nº 1379, Séptima nº 1380, Octava nº 1381, Novena nº 1388, Josefina nº 1396, Carmela nº 6048, Matilde nº 6049 y Mary nº 6051. Estas concesiones de explotación integran el denominado Grupo Minero de As Pontes y fueron consolidadas por un periodo de 90 años por resolución, de 19 de abril de 1979, de la Dirección General de Minas e Industrias de la Construcción, al amparo de la Disposición Transitoria Primera de la Ley 22/1973, de 21 de julio, de Minas. Actualmente, las concesiones de explotación y los activos del complejo minero-eléctrico de As Pontes son de la titularidad de Endesa Generación, S. A.. El proyecto de explotación se ha ido desarrollando a través de los sucesivos planes de labores anuales y de diferentes proyectos específicos, tramitados a lo largo de los treinta años de vida de la mina.

Para dar cumplimiento a la obligación de restaurar los terrenos afectados por las explotaciones mineras, establecida en el Real Decreto<sup>(1)</sup> 2994/1982 sobre restauración de espacios naturales afectados por las actividades extractivas a cielo abierto y, particularmente para este caso, en el Real Decreto<sup>(2)</sup> 1116/1984 sobre restauración del espacio natural afectado por las explotaciones de carbón a cielo abierto (Reales Decretos ya derogados por el Real Decreto 975/2009, de 12 de junio), ENDESA elaboró un "*Plan de restauración de la mina de Puentes de García Rodríguez*" sobre la base de un "*Estudio de Impacto Ambiental de la mina de Puentes de García Rodríguez*", documentos que fueron presentados a la Administración Minera en mayo de 1985 y noviembre de 1983, respectivamente. El plan de restauración de la mina de As Pontes recoge las medidas previstas para la recuperación de los terrenos de la escombrera exterior de estériles y contempla la conversión de la corta de mina en un lago de grandes dimensiones.

Este proceso de conversión de la corta en un lago de grandes dimensiones, previsto ya en el año 1985 e iniciada su materialización a principios de 2008, se ha desarrollado a través de informes, estudios, modelos científicos y proyectos específicos relacionados con el proceso de inundación de la mina, el planteamiento del llenado empleando el río Eume como aportación principal y las obras necesarias para acometer dicho proceso. Puede decirse que se han seguido tres procedimientos administrativos independientes para el mismo objetivo, la creación de un lago artificial en la corta minera: dos procedimientos ante el Organismo de Cuenca y un procedimiento ante la Administración Minera.

En abril de 2004 se presentó a la Administración Hidráulica competente, Augas de Galicia, la documentación que se relaciona a continuación:

- Evaluación de impacto ambiental del proceso de llenado del hueco de la mina de As Pontes.
- Pronóstico sobre la calidad del agua del lago final de As Pontes durante la fase de llenado.
- Anteproyecto del canal de llenado del hueco final.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1982/11/15/pdfs/A31246-31247.pdf>

(4) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1984/06/13/pdfs/A17194-17195.pdf>

- Anteproyecto de obras hidráulicas de descarga al lago final y desagüe del lago.
- Proyecto descriptivo de las instalaciones de depuración de las aguas del lago antes de su descarga.
- Representación gráfica de la red de flujo de las aguas subterráneas.
- Evaluación de la estabilidad, final y durante el proceso de llenado con agua, de los taludes de la mina de As Pontes.
- Estudio de la acción del oleaje y medidas protectoras en el lago final de la mina de As Pontes.
- Llenado del hueco final de la mina de As Pontes. Disponibilidades hídricas de la cuenca del río Eume.
- Llenado del hueco final de la mina de As Pontes. Informe hidrogeológico.

Para la tramitación de los siguientes procedimientos:

- “Declaración de Impacto Ambiental relativa al anteproyecto de llenado con agua del hueco de la mina de As Pontes, en el concello das Pontes de García Rodríguez (A Coruña) promovido por Endesa Generación, S. A.”, formulada por resolución de 8 de julio de 2005 de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental de la Consellería de Medio Ambiente dentro del procedimiento de concesión administrativa para la detracción de aguas del río Eume para el llenado del hueco final de la mina de As Pontes tramitado por Augas de Galicia.
- “Concesión para llenado, con agua del río Eume, del hueco de la mina de As Pontes, a captar del azud de la Central térmica (río Eume), en el concello das Pontes”, otorgada por resolución de 10 de agosto de 2005 de Augas de Galicia.
- “Autorización de vertido de aguas residuales procedentes del rebose producido por la creación de un lago artificial en el hueco de la mina de As Pontes



instado por la empresa Endesa Generación, S. A." otorgada por resolución de Augas de Galicia de 10 de agosto de 2005.

La misma documentación se presentó en junio de 2006 ante la Administración Minera.

En el procedimiento para la concesión de llenado del hueco de la mina con aguas del río Eume, se instó el trámite de competencia de proyectos, en el que únicamente participó el titular de la explotación minera y solicitante de la concesión para el uso privativo del agua. Se solicitaron informes a los órganos de la Comunidad Autónoma competentes en salud pública, conservación de la naturaleza, patrimonio cultural, industria, energía y minas y a los ayuntamientos afectados (As Pontes, A Capela, Cabanas, Pontedeume y Monfero). El 10 de agosto de 2005, Augas de Galicia dictó resolución por la que se otorga la concesión de aguas públicas por toma directa del río Eume, en el azud de la central térmica das Pontes para un volumen máximo de aprovechamiento anual de 120 hm<sup>3</sup>, un caudal máximo instantáneo de 20 m<sup>3</sup>/s y un caudal medio equivalente de 3,8 m<sup>3</sup>/s. La resolución consta de 14 páginas y, en las condiciones particulares, recoge entre otras cuestiones:

- Como obras relativas a la concesión, la estructura de toma en el azud de la central térmica y los canales de derivación e incorporación de aguas de la escombrera, que discurren prácticamente en su totalidad por la mina.
- El caudal ecológico de acuerdo con las necesidades biológicas de las especies.
- La necesidad de autorización previa del Servicio de Conservación de la Naturaleza para cortar especies de ribera en las márgenes del río.
- La necesidad de elaborar un proyecto arqueológico previo al inicio de las obras, a aprobar por la Dirección Xeral de Patrimonio Cultural. Como anexo a este proyecto, se deberá recoger por el personal de la obra durante el transcurso de la misma, un plano en el que figurarán las áreas de riesgo arqueológico, con la localización de los elementos del patrimonio cultural junto con sus áreas de exclusión y cautela (objeto del control y seguimiento

arqueológico). Dicho plano incorporará los textos necesarios para su comprensión.

- La prohibición de efectuar repoblaciones con salmónidos ni con otras especies piscícolas alóctonas.
- Disponer de una valla en los puntos donde exista riesgo de caída en los canales de llenado del hueco.
- Necesidad de autorización para cualquier tipo de corta o plantación de la Dirección Xeral de Montes.
- Instalación de tres sismógrafos para registrar sucesos dinámicos durante el llenado del hueco.
- Establecimiento de sistemas de contención para mitigar posibles efectos derivados de la existencia de corrientes superficiales u oleaje. Estas medidas deben consistir en playas fluviales de pendiente suave (extremo este del lago), gaviones de material de tamaño regular envuelto en red de plástico u actuaciones similares.
- Limitación del acceso al borde del lago, que solo estará permitido en algunas zonas, en las que se situarán las infraestructuras necesarias para el desarrollo de actividades tras el llenado del hueco. El acceso a las demás áreas estará restringido por motivos de seguridad o prevención de efectos ecológicos negativos.
- Recuperación de la capa superficial de suelo vegetal que pueda estar afectada por las obras para emplearla en el futuro proceso de restauración.
- Plazo para el inicio de las obras de seis meses. El inicio de los trabajos deberá comunicarse a Augas de Galicia.
- Finalización de las obras en 24 meses a partir de su inicio. Su finalización deberá comunicarse a Augas de Galicia para su reconocimiento final.

- Periodo de vigencia de la concesión hasta que el llenado del hueco alcance la cota 332, por un periodo máximo de 15 años contados a partir de la fecha de recepción de la resolución.

El procedimiento para "*la obtención de la autorización de vertido de aguas residuales procedentes del rebose producido por la creación de un lago artificial en el hueco de la mina de As Pontes*" se inició en junio de 2004 a instancia del titular de la explotación minera, presentando la documentación reseñada en el párrafo anterior. Se solicitaron informes a los organismos indicados, resolviéndose el expediente el 10 de agosto de 2005. Se autoriza por un periodo de cuatro años, contados a partir de la fecha de resolución, un caudal medio de vertido de aguas residuales al río Carracedo (cuenca del Río Eume) de 85 hm<sup>3</sup>/año y un caudal punta de 40 m<sup>3</sup>/s. La resolución contempla los dispositivos de depuración de las aguas previamente a su vertido al dominio público hidráulico, que son los seis humedales situados en las bermas del Campo Oeste de la mina, los dispositivos colocados junto al canal de descarga al lago del canal sur de la escombrera para la adición de productos neutralizantes (cal) durante el proceso de llenado y la planta de tratamiento de aguas residuales procedentes de la central térmica de As Pontes. Además, exige a la empresa el realizar un estudio antes de iniciar la fase de llenado del hueco en el que se analice la posibilidad de utilizar en el proceso de llenado las aguas procedentes de la central térmica.

En cuanto a la calidad del vertido de las aguas residuales por rebose del lago al río Carracedo, los límites fijados se reflejan en la Tabla 59.

| <b>CONTROL SISTEMÁTICO DEL VERTIDO</b>            |                     |
|---|---------------------|
| <b>PARÁMETRO (unidades)</b>                       | <b>VALOR LÍMITE</b> |
| pH (unidades Sorensen)                            | 5,7-9               |
| Sólidos en suspensión (mg/l)                      | 25                  |
| Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )         | 500                 |
| DBO <sub>5</sub> (mg/l)                           | 3                   |
| Aluminio (mg/l)                                   | 1                   |
| Hierro total (mg/l)                               | 1                   |
| Manganeso (mg/l)                                  | 2                   |
| Sulfatos (mg/l)                                   | 250                 |
| Sulfuros (mg/l)                                   | 1                   |
| Nitrógeno total (mg N/l)                          | 10                  |
| Nitritos (mg NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /l)     | 0,01                |
| Fosfatos (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /l)    | 0,2                 |
| Amonio total (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /l) | 1                   |
| <b>CONTROL ESPECÍFICO DEL VERTIDO</b>             |                     |
| <b>PARÁMETRO (unidades)</b>                       | <b>VALOR LÍMITE</b> |
| Arsénico (mg/l)                                   | 0,5                 |
| Cadmio (mg/l)                                     | 0,1                 |
| Niquel (mg/l)                                     | 2                   |
| Mercurio (mg/l)                                   | 0,05                |
| Plomo (mg/l)                                      | 0,2                 |
| Materias inhibidoras (equitox/m <sup>3</sup> )    | 1                   |
| <b>RESTO DE PARÁMETROS A CONSIDERAR</b>           |                     |
| <b>PARÁMETRO (unidades)</b>                       | <b>VALOR LÍMITE</b> |
| Sólidos gruesos                                   | Ausentes            |
| DQO (mg/l)  | 60                  |
| Temperatura (°C)                                  | 3                   |
| Bario (mg/l)                                      | 20                  |
| Boro (mg/l)                                       | 2                   |
| Cobre (mg/l)                                      | 0,2                 |
| Cromo III (mg/l)                                  | 2                   |
| Cromo VI (mg/l)                                   | 0,2                 |
| Selenio (mg/l)                                    | 0,003               |
| Estaño (mg/l)                                     | 10                  |
| Cinc (mg/l)                                       | 3                   |
| Tóxicos metálicos                                 | 3                   |
| Cianuros (mg/l)                                   | 0,5                 |
| Cloruros (mg/l)                                   | 2.000               |
| Sulfitos (mg/l)                                   | 1                   |
| Fluoruros (mg/l)                                  | 6                   |
| Aceites y grasas (mg/l)                           | 20                  |
| Fenoles (mg/l)                                    | 0,5                 |
| Aldehidos (mg/l)                                  | 1                   |
| Detergentes (mg/l)                                | 2                   |
| Pesticidas (mg/l)                                 | 0,05                |

**Tabla 59.** Límites de calidad del vertido de las aguas residuales por rebose del lago minero de As Pontes al río Carracedo.

Además, al vertido de las aguas residuales se le exige cumplir los valores establecidos en la siguiente legislación:

- La calidad mínima exigida a las aguas continentales de acuerdo al Anexo V del Reglamento de Ordenación de Pesca Fluvial y de los Ecosistemas Acuáticos Continentales aprobado por el Decreto<sup>(1)</sup> 130/1997.
- La calidad exigida a las aguas dulces superficiales para ser aptas para el baño, especificadas en el Anexo II del Real Decreto<sup>(2)</sup> 927/1988 por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica.
- La calidad exigida a las aguas dulces superficiales que sean destinadas a producción de agua potable especificadas en el Anexo I del Real Decreto 927/1988 por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, modificado por el Real Decreto<sup>(3)</sup> 1841/1994, de 8 de julio.

La autorización también fija un plan de vigilancia ambiental (control de vertido y control del medio receptor) por un periodo de diez años, hasta garantizar la autosostenibilidad del sistema. El control de vertido se establece en tres niveles: un nivel 1 de seguimiento sistemático de carácter semanal, un nivel 2 de seguimiento específico de carácter mensual y un nivel 3 de control de pH y caudal máximo de vertido en continuo. El control del medio receptor incluye la definición del estado cero de las aguas superficiales y de las aguas subterráneas, antes del inicio de la operación de llenado del hueco, durante la misma y una vez finalizado. La determinación del estado cero de las aguas subterráneas exige a la empresa disponer de una red de pozos piezométricos aguas arriba, aguas abajo e incluso en los alrededores del lago de modo que puedan compararse los resultados y de esta forma evaluar la influencia del proyecto de llenado del hueco sobre la calidad del acuífero. Los parámetros a controlar para la definición de cada uno de los estados cero son los que se recogen en la Tabla 60.

---

(1) Disponible en [http://www.xunta.es/dog/Publicados/1997/19970604/Anuncio7642\\_es.html](http://www.xunta.es/dog/Publicados/1997/19970604/Anuncio7642_es.html)

(2) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1988/08/31/pdfs/A26412-26425.pdf>

(3) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1994/07/28/pdfs/A24260-24262.pdf>

| PARÁMETROS ESTADO CERO AGUAS SUPERFICIALES   | PARÁMETROS ESTADO CERO AGUAS SUBTERRÁNEAS |
|--|---|
| pH   | pH  |
| Sólidos en suspensión  | Sólidos en suspensión                     |
| Oxígeno disuelto   | Oxígeno disuelto                          |
| Fosfatos   | Fosfatos                                  |
| Amonio total   | Amonio total                              |
| Amonio no ionizado   | Nitritos                                  |
| Nitritos   | DBO <sub>5</sub>                          |
| DBO <sub>5</sub>   | Aluminio                                  |
| Aluminio   | Hierro total                              |
| Hierro total   | Manganeso                                 |
| Manganeso  | Sulfatos                                  |
| Sulfatos   | Nitratos                                  |
| Nitratos   |   |
| Fauna bentónica (macroinvertebrados)   |   |
| Condiciones de calidad del medio acuático por medio de indicadores e índices de calidad reconocidos internacionalmente |   |

**Tabla 60.** Parámetros para la definición del estado cero de las aguas superficiales y subterráneas antes de iniciar el proceso de llenado del lago minero de As Pontes.

Obtenidas las autorizaciones y concesiones por parte de la Administración Hidráulica que hacían viable, desde el punto de vista administrativo, la ejecución del planteamiento de llenado propuesto, Endesa Generación, S. A. presentó, el 14 de julio de 2008, el proyecto de cierre de la explotación de lignito de As Pontes y, con ello, la solicitud de autorización para el abandono y clausura de la explotación minera.

El proyecto de cierre recoge información relativa al diseño de la mina, de la escombrera exterior y de la escombrera interior, detalla el desarrollo de la explotación y describe los trabajos pendientes de realizar en las tareas de desmantelamiento de la instalación y rehabilitación de los terrenos afectados por la actividad. Dedicar un capítulo íntegro a la rehabilitación del hueco minero, en el que se trata el lago como solución a la restauración, el origen de las aguas de llenado, el tiempo de llenado, la calidad de las aguas del lago (justificada mediante el modelo químico), la hidrogeología del lago y el tratamiento del contorno de la explotación (protección frente al oleaje y actuación en las zonas emergentes a rehabilitar).

La Administración Minera autorizó el abandono y cierre de la mina de As Pontes según este proyecto en noviembre de 2008, estableciéndose una serie de condicionantes en su ejecución. Particularmente, en lo que respecta al proceso de inundación del hueco minero se fijó un plan de seguimiento y vigilancia para controlar tanto el proceso hidrogeoquímico como el estado del lago a medida que se va llenando. El plan de seguimiento y control abarca los siguientes aspectos:

- Influencia real de las aguas subterráneas de las escombreras exterior e interior en la calidad del agua del lago.
- Control de la calidad de las aguas de escorrentía de escombrera canalizadas hacia el hueco.
- Influencia y evolución temporal térmica y química de la masa por muestreo de toda la columna de agua a medida que se va formando el lago.
- Control del estado trófico a lo largo del tiempo mediante medida y análisis de datos tróficos: concentraciones TP, clorofila-a, profundidad de visibilidad, balances hídricos, evolución pH y balances de nutrientes en los aportes de entrada y salida.

También se contempla un seguimiento sobre el contorno del hueco que incluye, entre otros aspectos, el control de los sucesos dinámicos del terreno y el control de la influencia del oleaje en los taludes a medida que progresa el proceso de llenado.

La resolución fija una garantía financiera de 12.000.000,00 de euros, establece un periodo de mantenimiento y control posterior a la finalización del proceso de llenado de diez años, en los que la titular deberá presentar los informes de seguimiento y control recogidos en el proyecto de cierre y abandono, en la concesión de llenado y en la autorización de vertido de Aguas de Galicia y señala que se deberá solicitar y obtener la autorización de abandono definitivo regulada en el artículo 2.4 de la Orden<sup>(1)</sup> de 22 de marzo de 1988, por la que se desarrolla la Instrucción Técnica Complementaria 13.0.01. "Suspensión y abandono de labores. Abandono de labores".

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1988/04/08/pdfs/A10553-10567.pdf>

### **3.2. LA FORMACIÓN DEL LAGO MINERO DE MEIRAMA DESDE EL PUNTO DE VISTA ADMINISTRATIVO**

La mina a cielo abierto de lignito pardo de Meirama fue explotada por la sociedad Lignitos de Meirama, S. A. desde el año 1980, en virtud de los derechos mineros relativos a las concesiones de explotación Vulcano, Ampliación a Vulcano, Vulcano 3ª y Coto Vulcano. Estas concesiones de explotación integran el denominado Grupo Minero Vulcano y fueron consolidadas por un periodo de 90 años por resolución, de 11 de enero de 1979, de la Dirección General de Minas e Industrias de la Construcción, al amparo de la Disposición Transitoria Primera de la Ley<sup>(1)</sup> 22/1973, de 21 de julio, de Minas. El proyecto de explotación se ha ido desarrollando a través de los sucesivos planes de labores anuales y de diferentes proyectos específicos, tramitados a lo largo de los veintisiete años de vida de la mina.

Para dar cumplimiento a la obligación de restaurar los terrenos afectados por las explotaciones mineras, establecida en el Real Decreto<sup>(2)</sup> 2994/1982 sobre restauración de espacios naturales afectados por las actividades extractivas a cielo abierto y, particularmente para este caso, en el Real Decreto<sup>(3)</sup> 1116/1984 sobre restauración del espacio natural afectado por las explotaciones de carbón a cielo abierto (Reales Decretos ya derogados por el Real Decreto<sup>(4)</sup> 975/2009, de 12 de junio), LIMEISA elaboró el "*Plan de restauración de la mina de lignito pardo Grupo Minero Vulcano*" sobre la base de un estudio de Impacto Ambiental, presentado a la Administración Minera en enero de 1985. En este plan de restauración se hace un estudio de las posibilidades de restauración del entorno de la explotación. Dicho plan se estructuró en los siguientes capítulos principales:

- Descripción del medio físico.
- Medio socioeconómico y cultural.
- Estudio de Impacto Ambiental.

---

(1) Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/1973/07/24/pdfs/A15056-15071.pdf>

(2) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1982/11/15/pdfs/A31246-31247.pdf>

(3) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1984/06/13/pdfs/A17194-17195.pdf>

(4) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2009/06/13/pdfs/BOE-A-2009-9841.pdf>



- Medidas de protección y acondicionamiento.
- Actuaciones de restauración.

En este estudio se contempla el cierre dejando la mina inundada, con la formación de un lago artificial. Este proceso de conversión de la corta en un lago de grandes dimensiones, previsto ya en el año 1985 e iniciada su materialización a principios de 2008, fue desarrollado mediante un estudio integral que contempla globalmente el cierre y que se concreta en un proyecto orientado a garantizar dos condiciones fundamentales: que la calidad de las aguas, después del llenado del hueco, sea la necesaria para ser vertida al río sin necesidad de depuración y que los taludes sean geotécnicamente estables. Para ello fue necesario realizar una serie de estudios y modelos científicos incluidos en el proyecto.

En cuanto a la tramitación administrativa de este proyecto puede decirse, igualmente que para el caso de la mina de As Pontes, que se han seguido tres procedimientos administrativos independientes para el mismo objetivo, la restauración de la corta mediante su inundación: dos procedimientos ante el Organismo de Cuenca y un procedimiento ante la Administración Minera.

En marzo de 2005 se presentó a la Administración Hidráulica competente, Augas de Galicia, la documentación que se relaciona a continuación:

- Estudio de impacto ambiental y documento de síntesis.
- Descripción de la cuenca hidrológica del Barcés.
- Estudio hidrológico del entorno de la mina de Meirama.
- Análisis de aguas superficiales de la mina de Encrovas-Cerceda.
- Aspectos medioambientales en el área minera.
- Estudio de caudales ecológicos en el río Barcés, aguas abajo de la mina de Meirama.

- Estudio del balance hídrico del futuro lago.
- Análisis de influencia sobre el clima del lago artificial.
- Informe sobre la analítica realizada en muestras de suelos.
- Investigación sobre la calidad de agua del lago.
- Evaluación hidrogeológica.
- Estudios de estabilidad de taludes de la corta.
- Estudio de comportamiento al vuelco del talud noroeste de la mina de Meirama.
- Breve estudio hidrológico e hidráulico de la cuenca alta del Barcés.

Para la tramitación de los siguientes procedimientos:

- “Declaración de Impacto Ambiental relativa al llenado con agua del hueco de la mina de Meirama, en el ayuntamiento de Cerceda (A Coruña) promovida por la empresa Lignitos de Meirama, S. A.”, formulada por resolución, de 18 de junio de 2008, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental de la Consellería de Medio Ambiente dentro del procedimiento de concesión administrativa del llenado del hueco resultante de la explotación de la mina de Meirama con aguas procedentes de la cuenca del río Barcés, en el ayuntamiento de Cerceda, tramitado por Augas de Galicia.
- “Concesión de un caudal de 745 l/s para el llenado del hueco resultante de la explotación de la mina de Meirama con aguas procedentes de la cuenca del río Barcés, en el ayuntamiento de Cerceda”, otorgada por resolución de 31 de agosto de 2009 de Augas de Galicia.
- “Autorización de vertido de aguas residuales procedentes del rebose producido por la creación de un lago artificial en el hueco de la mina de Meirama instado

por la empresa Lignitos de Meirama, S. A.” otorgada por resolución de Augas de Galicia de 13 de diciembre de 2010.

La misma documentación se presentó, en julio de 2008, ante la Administración Minera.

El procedimiento para la concesión de llenado del hueco de la mina con aguas procedentes de la cuenca del río Barcés se inició el 11 de marzo de 2005 con la solicitud de una concesión de un caudal de 807 l/s por parte del explotador de la mina para el llenado del hueco. En este procedimiento se instó el trámite de competencia de proyectos, en el que únicamente participó el titular de la explotación minera y solicitante de la concesión para el uso privativo del agua. Posteriormente, el solicitante tuvo que presentar la siguiente documentación adicional como enmienda a la solicitud:

- Esquemas del plan de cierre de la mina.
- Proyecto de diseño del llenado de la mina.
- Estudio de la influencia del hueco lleno sobre la cuenca del río Barcés.
- Enmiendas a la solicitud de concesión de agua para el llenado de la mina de Meirama.

Se solicitaron informes a los ayuntamientos afectados (A Coruña, Carral, Cerceda, Abegondo). El 31 de agosto de 2009 Augas de Galicia dictó resolución por la que se otorga la concesión de aguas públicas por toma directa de las vaguadas que configuraban primitivamente la cabecera del río Barcés, mediante un sistema de canales, para un volumen máximo de aprovechamiento anual de 23,5 hm<sup>3</sup> y un caudal medio equivalente de 745 l/s. La resolución consta de 19 páginas y, en las condiciones particulares, recoge entre otras cuestiones:

- Como obras relativas a la concesión, los canales de derivación por los márgenes del hueco minero.
- La explotación, total o parcial, de la concesión se condiciona a la aprobación del acta de reconocimiento final de las correspondientes obras.

- El caudal ecológico de acuerdo con las necesidades biológicas de las especies.
- La necesidad de informar al organismo autónomo de los resultados de los controles sobre condiciones de estabilidad del hueco minero según el plan establecido por la Administración Minera.
- Instalación de dos sismógrafos para registrar sucesos dinámicos durante el llenado del hueco.
- Disponer de una valla o dispositivo de este tipo en los puntos donde exista riesgo de caída en los canales de llenado del hueco.
- Necesidad de autorización, para cualquier tipo de corta o plantación, de la Dirección Xeral de Montes.
- Finalización de las obras en 6 meses a partir de su inicio. Su finalización deberá comunicarse a Augas de Galicia para su reconocimiento final.

El periodo de vigencia de la concesión se extiende hasta que el llenado del hueco alcance la cota 171,25, por un periodo máximo de 15 años contados a partir de la fecha de recepción de la resolución. Señala que el concesionario será responsable de las instalaciones y del lago final durante un plazo de dos años desde el término del llenado o periodo superior que sea necesario para cumplir los objetivos de calidad que se requieran en el expediente de autorización de vertido, tras el cual se entregará el lago a la Administración Hidráulica para su incorporación al dominio público hidráulico.

El procedimiento para *"la obtención de la autorización de vertido de las aguas procedentes del rebose producido por la creación de un lago artificial en el hueco de la mina que Lignitos de Meirama posee en el lugar de Meirama"* se inició por solicitud de la sociedad en julio de 2004, resolviéndose el expediente el 13 de diciembre de 2010. Se autoriza por un periodo de cuatro años, contados a partir de la fecha de la resolución, un caudal estimado de vertido de 32 hm<sup>3</sup>/año a través de un aliviadero consistente en un canal revestido de hormigón con una longitud de 120 m, una anchura de 5 m y una altura de 3 m, hasta su desembocadura en el río Barcés, cuya solera se sitúa a la cota 171,25

m. El proyecto técnico al que se deben ajustar las obras reflejado en la autorización se enumera a continuación:

- “Estudio de impacto ambiental. Llenado de la mina a cielo abierto de Lignitos de Meirama, S. A. (Cerceda, A Coruña)”, suscrito en enero de 2005 por la mercantil Solucionada Calidad y Medio Ambiente Novotec.
- “Estudio de impacto ambiental. Llenado de la mina a cielo abierto de Lignitos de Meirama, S. A. (Cerceda, A Coruña), documento de síntesis” suscrito en enero de 2005 por la mercantil Solucionada Calidad y Medio Ambiente Novotec.
- “Breve estudio hidrológico e hidráulico de la cuenca alta del Río Barcés”, suscrito en diciembre de 2004 por la Universidad de Santiago de Compostela.
- “Análisis de las posibles influencias sobre el clima del lago artificial que ocupará el hueco minero de la explotación de Lignitos de Meirama, Estudio de impacto ambiental. Llenado de la mina a cielo abierto de Lignitos de Meirama, S. A. (Cerceda, A Coruña)”, suscrito en enero de 2005 por la mercantil Solucionada Calidad y Medio Ambiente Novotec.
- “Descripción de la cuenca hidrológica del río Barcés. Relación con la formación del lago en la mina de Meirama”, suscrito en diciembre de 2002 por la mercantil Solucionada Calidad y Medio Ambiente.
- “Informe. Mina de Meirama. Investigaciones para el cierre. Calidad del agua del lago”, suscrito en diciembre de 2002 por la mercantil Golder Associates Europe Limited.
- “Informe. Mina de Meirama. Investigaciones para el cierre. Aspectos medioambientales en el área de la mina”, suscrito en diciembre de 2002 por la mercantil Golder Associates Europe Limited.
- “Informe. Mina de Meirama. Investigaciones para el cierre. Estabilidad de los taludes de la corta”, suscrito en diciembre de 2002 por la mercantil Golder Associates Europe Limited.

- “Informe. Mina de Meirama. Investigaciones para el cierre. Calidad del agua del lago”, suscrito en diciembre de 2002 por la mercantil Golder Associates Europe Limited.
- “Informe. Mina de Meirama. Investigaciones para el cierre. Evaluación hidrogeológica”, suscrito en diciembre de 2002 por la mercantil Golder Associates Europe Limited.
- “Informe. Mina de Meirama. Investigaciones para el cierre. Estudio de balance hídrico del lago”, suscrito en diciembre de 2002 por la mercantil Golder Associates Europe Limited.
- “Plan de cierre Mina de Meirama. Llenado del lago. Gestión de la calidad del agua (diferentes escenarios)”, suscrito por LIMEISA.
- “Enmiendas para la autorización de vertido de aguas residuales correspondientes al proyecto de llenado del hueco de la mina de Meirama”, suscrito en octubre de 2005 por LIMEISA.
- “Estudio del comportamiento al vuelco-deslizamiento de la zona superficial del talud noreste de la mina de Meirama”, suscrito en marzo de 2001 por la Universidad Politécnica de Madrid.
- “Estudio del comportamiento del talud NE de la mina de Meirama mediante un modelo numérico de bloques discretos”, suscrito en enero de 2002 por la Universidad Politécnica de Madrid.
- “Estudio de caudales ecológicos en el río Barcés aguas abajo de la mina de Meirama. Estudios previos al proyecto del Lago de la Mina de Meirama”, suscrito en enero de 2002 por la mercantil Soluciona Calidad y Medio Ambiente Novotec.
- “Informe: Análisis de aguas superficiales de la mina Encrobas-Cerceda”, suscrito en enero de 2002 por la mercantil Soluciona Calidad y Medio Ambiente Novotec.

- “Estudio Hidrogeológico del entorno de la mina de Meirama”, suscrito en abril de 2001 por la mercantil Solucionaria Calidad y Medio Ambiente Novotec.
- “Consideraciones al proyecto de llenado de la mina de Meirama desde la perspectiva de la Directiva Marco del agua 2000/60/CE”, suscrito en enero de 2008 por la Universidad de A Coruña (Delgado *et al.*, 2008b).
- “Análisis de la calidad del agua del río Barcés en el posllenado del hueco de la mina de Meirama con el escenario realista”, suscrito en septiembre de 2007 por la Universidad de A Coruña.
- “Clausura y llenado de la corta minera de Meirama. Parte I Estudio y modelización de la calidad química del futuro lago”, suscrito en septiembre de 2007 por la Universidad de A Coruña (Delgado *et al.*, 2008a).

La autorización obliga a la empresa a mantener en uso la planta de tratamiento de aguas residuales existente en la mina (autorizada por el organismo autónomo) y a realizar un estudio suscrito por técnico competente e independiente en el que se evalúe la capacidad de esta planta para hacer frente al tratamiento de las aguas de rebose desde el hueco al dominio público.

En cuanto a la calidad del vertido de las aguas residuales por rebose del lago al río Barcés, los límites fijados se reflejan en la Tabla 61.

| CONTROL SISTEMÁTICO DEL VERTIDO                   |              |
|---|--------------|
| PARÁMETRO (unidades)                              | VALOR LÍMITE |
| pH (unidades Sorensen)                            | 6-9          |
| Sólidos en suspensión (mg/l)                      | 25           |
| Conductividad (µS/cm)                             | 500          |
| DBO <sub>5</sub> (mg/l)                           | 3            |
| Aluminio (mg/l)                                   | 1            |
| Hierro disuelto (mg/l)                            | 0,3          |
| Hierro total (mg/l)                               | 1            |
| Selenio (mg/l)                                    | 0,01         |
| Niquel (mg/l)                                     | 0,1          |
| Manganeso (mg/l)                                  | 1            |
| Sulfatos (mg/l)                                   | 250          |
| Sulfuros (mg/l)                                   | 1            |
| Nitrógeno total (mg N/l)                          | 10           |
| Fósforo total (mg /l)                             | 0,4          |
| Amonio total (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /l) | 1            |
| CONTROL ESPECÍFICO DEL VERTIDO                    |              |
| PARÁMETRO (unidades)                              | VALOR LÍMITE |
| Arsénico (mg/l)                                   | 0,01         |
| Cadmio (mg/l)                                     | 0,005        |
| Mercurio (mg/l)                                   | 0,001        |
| Plomo (mg/l)                                      | 0,01         |
| Zinc (mg/l)                                       | 1            |
| Cromo total (mg/l)                                | 0,05         |
| Materias inhibitoras (equitox/m <sup>3</sup> )    | 1            |

**Tabla 61.** Límites de calidad del vertido de las aguas residuales por rebose del lago minero de Meirama al río Barcés.

Además, al vertido de las aguas residuales se le exige cumplir los valores establecidos en la siguiente legislación:

- Reglamento de Ordenación de Pesca Fluvial y de los Ecosistemas Acuáticos Continentales aprobado por el Decreto<sup>(1)</sup> 130/1997. Calidad mínima exigida a las aguas continentales (Anexo V).
- Real Decreto<sup>(2)</sup> 1341/2007, de 11 de octubre, sobre la Gestión de la Calidad de las Agua de Baño (Anexo I).
- Real Decreto<sup>(3)</sup> 995/2000, de 2 de junio, por el que se fijan Objetivos de Calidad para Determinadas Sustancias Contaminantes y se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico.

(1) Disponible en [http://www.xunta.es/dog/Publicados/1997/19970604/Anuncio7642\\_es.html](http://www.xunta.es/dog/Publicados/1997/19970604/Anuncio7642_es.html)

(2) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2007/10/26/pdfs/A43620-43629.pdf>

(3) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2000/06/20/pdfs/A21558-21562.pdf>



- Ley<sup>(1)</sup> 62/2003, de 30 de diciembre, de Medidas Fiscales, Administrativas y de Orden Social, por la que se incorpora al derecho minero español la Directiva 2000/60/CE, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el eje de la política de aguas (Directiva Marco del Agua).

La autorización también establece un plan de vigilancia ambiental de control de vertido y de control del medio receptor. El control de vertido, para verificar el cumplimiento de los objetivos de calidad, se establece en tres niveles: un nivel 1 de seguimiento sistemático de carácter semanal, un nivel 2 de seguimiento específico de carácter mensual y un nivel 3 de control de pH y caudal máximo de vertido en continuo. El control del medio receptor, para verificar el impacto del vertido en su calidad, tanto en las aguas superficiales como en las subterráneas. El control de las aguas superficiales incluye la valoración del estado inicial de la calidad de las aguas superficiales del río Barcés, el control de las aguas del hueco durante el proceso de llenado y el control del medio una vez comience el vertido al río Barcés. El control de las aguas subterráneas se exige antes del inicio de la operación de llenado del hueco, durante la misma y una vez finalizado. La determinación del estado inicial de las aguas subterráneas requiere a la empresa disponer de una red de pozos piezométricos aguas abajo y en el perímetro del futuro lago, de modo que puedan compararse los resultados y, de esta forma, evaluar la influencia del proyecto de llenado del hueco sobre la calidad del acuífero. Los parámetros a controlar para la definición del estado inicial de las aguas superficiales son los que se recogen en la Tabla 62.

El control del medio receptor, una vez que comience el rebose de las aguas, será el mismo que el correspondiente a la determinación del estado inicial, con la misma periodicidad, a excepción de la calidad hidromorfológica que se establece con periodicidad trienal.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/2003/12/31/pdfs/A46874-46992.pdf>

| MEDIO RECEPTOR      | PARÁMETROS REPRESENTATIVOS ESTADO INICIAL |   |                      | PERIODICIDAD CONTROL |            |
|---------------------|---|---|----------------------|----------------------|------------|
| AGUAS SUPERFICIALES | Calidad biológica                         | Valoración del elemento biológico macroinvertebrados con el multimétrico desarrollado para los tipos de ríos comunes intercalibrados de la Demarcación Hidrográfica Galicia-Costa, efectuando la valoración según las directrices de la Instrucción de Planificación Hidrológica. |                      |                      | SEMESTRAL  |
|                     | Calidad hidromorfológica                  | Los índices definidos en la Instrucción de Planificación Hidrológica para masas de agua tipo ríos.  |                      |                      | ANUAL      |
|                     | Calidad físico-química                    | pH  | Amonio total         | Manganeso            | TRIMESTRAL |
|                     |   | Conductividad   | Amoniaco no ionizado | Niquel               |            |
|                     |   | Sólidos en suspensión   | DBO <sub>5</sub>     | Selenio              |            |
|                     |   | Oxígeno disuelto  | Aluminio             | Zinc                 |            |
| Fosfatos            |   | Hierro disuelto   | Cadmio               |                      |            |
| Fósforo total       | Hierro total                              | Sulfatos y nitratos   |                      |                      |            |

**Tabla 62.** Parámetros para la definición del estado cero de las aguas superficiales antes de iniciar el proceso de llenado del lago minero de Meirama.

El control del estado de las aguas a medida que se va llenando y una vez lleno, es decir, el control de la masa de agua, exige tres puntos de muestreo (uno de ellos en el punto de mayor calado), distribuidos homogéneamente en el hueco, para el muestreo, a distintas profundidades, de los parámetros físico-químicos definidos para el estado inicial más la temperatura, turbidez y potencial redox. Además, una vez lleno el lago, se establece que deberán controlarse los parámetros representativos de la calidad biológica y de la calidad hidromórfológica con periodicidad cuatrimestral y trienal respectivamente, los primeros por medio de los índices empleados en la Demarcación Hidrográfica de Galicia-Costa y los segundos de acuerdo con los definidos en la Instrucción de la Planificación Hidrológica. Todos los análisis y muestreos deberán ser realizados por Entidad Colaboradora de la Administración Hidráulica (ECAH).

Obtenidas las autorizaciones y concesiones, por parte de la Administración Hidráulica, que hacían viable, desde el punto de vista administrativo, la ejecución del planteamiento de llenado propuesto, LIMEISA presentó el 28 de julio de 2008 el proyecto de cierre de la explotación de lignito de Meirama y, con ello, la solicitud de autorización para el abandono y clausura de la explotación minera. La Administración Minera autorizó el abandono y cierre de la mina de Meirama según este proyecto en marzo de 2009,

estableciéndose una serie de condicionantes en su ejecución, que básicamente se corresponden con las establecidas para la mina de As Pontes. Particularmente, en lo que respecta al proceso de inundación del hueco minero se fijó un plan de seguimiento y vigilancia para controlar tanto el proceso hidrogeoquímico como el estado del lago a medida que se va llenando. Igual que en aquél caso, el plan de seguimiento y control abarca los siguientes aspectos:

- Influencia real de las aguas subterráneas de las escombreras, exterior e interior, en la calidad del agua del lago.
- Control de la calidad de las aguas de escorrentía de los taludes del hueco de explotación.
- Influencia y evolución temporal de la estratificación térmica y química de la masa por muestreo de toda la columna de agua, a medida que se va formando el lago.
- Control del estado trófico a lo largo del mismo, mediante medida y análisis de datos tróficos: concentraciones TP, clorofila-a, profundidad de visibilidad, balances hídricos, evolución pH y balances de nutrientes en los aportes de entrada y salida.

También se contempla un seguimiento sobre el contorno del hueco que incluye, entre otros aspectos, el control de los sucesos dinámicos del terreno y el control de la influencia del oleaje en los taludes, a medida que progresa el proceso de llenado.

La resolución fija una garantía financiera de 11.625.500,00 de euros, establece un periodo de mantenimiento y control, posterior a la finalización del proceso de llenado, de diez años, en los que la titular deberá presentar los informes de seguimiento y control recogidos en el proyecto de cierre y abandono, en la concesión de llenado y en la autorización de vertido de Augas de Galicia y señala que se deberá solicitar y obtener la autorización de abandono definitivo, regulada en el artículo 2.4 de la Orden<sup>(1)</sup> de 22 de marzo de 1988, por la que se desarrolla la Instrucción Técnica Complementaria 13.0.01.

---

(1) Disponible en <http://www.boe.es/boe/dias/1988/04/08/pdfs/A10553-10567.pdf>

“Suspensión y abandono de labores. Abandono de labores”.

### **3.3. ANÁLISIS COMPARATIVO DE AMBOS CASOS**

El análisis comparativo de los procedimientos aplicados a cada uno de estos dos casos pone de manifiesto, a nuestro juicio, que existe cierta descoordinación entre las administraciones que intervienen en la creación de un lago artificial en un hueco minero. Este hecho repercute, por ejemplo, en la excesiva extensión temporal de los procedimientos administrativos aplicados sobre dos actuaciones ya previstas y supuestamente autorizadas desde el año 1985, que se presentan como las únicas soluciones viables a la restauración de unos espacios afectados por una actividad, y cuyo éxito en la recuperación medioambiental, como indicamos en el capítulo III, depende fundamentalmente de la rapidez con que se efectúe el proceso de llenado y de la utilización de aguas externas en el mismo. Particularmente, sorprende el caso del lago de Meirama, que obtuvo las autorizaciones prácticamente un año y medio después de haber finalizado la extracción en la mina, habiendo iniciado los procedimientos cinco años antes.

También nos llama la atención el conflicto de competencias y el deficiente mecanismo de coordinación entre las administraciones actuantes, conflicto y descoordinación que se evidencian en los antecedentes de las declaraciones de impacto ambiental (DIA) y en los condicionantes de las distintas resoluciones que, además, consideramos excesivamente extensas en cuanto a su contenido. En los antecedentes de la DIA aparece Augas de Galicia como órgano sustantivo por razón de materia en el procedimiento de llenado de los huecos mineros. A este respecto, consideramos trascendente destacar que los procedimientos tramitados ante el organismo de cuenca son la concesión del caudal de llenado y la autorización de vertido al dominio público hidráulico. Sin embargo, la concesión del caudal de llenado no constituye la autorización de la construcción del lago ya que, aunque la misma conceptualmente y como ya expusimos, es asimilable a una obra hidráulica, jurídicamente forma parte del proyecto minero, cuya tramitación, autorización y control corresponde, como órgano sustantivo por razón de materia, y en tanto no se determine el abandono definitivo de las labores, a la Autoridad competente en materia de minas.

Como consecuencia del conflicto señalado, en los condicionantes de las distintas resoluciones apreciamos una serie de hechos destacables e incluso contradictorios, entre los que indicamos los siguientes:

- Para la creación del lago artificial como alternativa de recuperación de los terrenos afectados por el hueco minero se tramitaron tres procedimientos distintos y de forma independiente: obtención de la concesión del uso privativo del agua, autorización de vertido y proyecto de cierre y abandono. Los titulares de las explotaciones mineras presentaron la misma documentación, si bien el objeto de cada uno de estos procedimientos fue distinto.
- La autorización de vertido extiende su contenido al control de la masa de agua que se va a crear y exige, en los programas de vigilancia y control establecidos por el organismo de cuenca, la caracterización del medio receptor, de las aguas subterráneas y del propio lago a lo largo de su formación por Entidad Colaboradora de la Administración Hidráulica (ECAH).
- Se da carácter de agua residual al vertido por rebose natural de los lagos y se observan diferencias no justificadas en los objetivos de calidad que se exigen a cada uno de estos reboses. Además, aunque prorrogable, la vigencia de la autorización de vertido es por cuatro años desde su otorgamiento. Este periodo de validez inicial de la autorización de vertido es muy inferior al necesario para completar el proceso de llenado de los lagos y para que se produzca, en consecuencia, el rebose de los mismos al dominio público hidráulico.
- La autorización de cierre y abandono emitida por el órgano minero establece un periodo de seguimiento y control de diez años una vez que concluya el proceso de llenado, tras el cual el explotador debe de obtener la autorización de abandono definitivo. Frente a este periodo, en el caso del lago de Meirama, la concesión del caudal de llenado, dictada por el organismo de cuenca, contempla que el concesionario será responsable de las instalaciones y del lago final durante un plazo de dos años desde el término del llenado o periodo superior que sea necesario para cumplir los objetivos de calidad que se requieran en el expediente

de autorización de vertido, tras el cual se entregará el lago a la Administración Hidráulica para su incorporación al dominio público hidráulico. Se aprecia, por un lado, la descoordinación entre la Administración Minera y la Administración Hidráulica respecto al plazo que se fija durante el cual el titular es responsable del lago y de sus instalaciones. En la autorización de vertido se señala *"dos años o periodo superior que sea necesario para cumplir los objetivos de calidad que se requieran en el expediente de autorización de vertido"*, redacción de la que puede plantearse la duda de si se pueden producir vertidos que no cumplan los objetivos de calidad. El plazo fijado en la autorización de vertido no tiene en cuenta la autorización de abandono definitivo a emitir por la Administración Minera, a partir de la cual el titular podrá disponer libremente de los bienes.

- Alguna de las exigencias prescritas se han definido en base a Directivas que en el escenario futuro a 2015 se espera queden derogadas. Así, en 2007 quedó derogada la Directiva<sup>(1)</sup> 75/440/CE de Control de Prepotables y en 2013 quedarán derogadas la Directiva<sup>(2)</sup> 2006/44/CE relativa a la Calidad de las Aguas para la Vida piscícola y la Directiva<sup>(3)</sup> 2006/113/CE que protege las Aguas de Cría de Molusco. No así, la Directiva<sup>(4)</sup> 2006/7/CE relativa a la Gestión de Aguas de Baño que seguirá vigente en el escenario futuro.
- En los procedimientos correspondientes a la concesión de caudal de llenado, se incoó el trámite de concurrencia de proyectos, cuando nos encontramos ante una medida concreta de conservación y recuperación del entorno físico a realizar por el explotador minero, con sus propios medios, según la legislación de minas.

---

(1) Disponible en [http://www.magrama.gob.es/es/agua/publicaciones/01\\_manual\\_directiva\\_75\\_440\\_cee\\_tcm7-28957.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/agua/publicaciones/01_manual_directiva_75_440_cee_tcm7-28957.pdf)

(2) Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:264:0020:0031:ES:PDF>

(3) Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:376:0014:0020:ES:PDF>

(4) Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:064:0037:0051:ES:PDF>

#### **4. REFLEXIONES**

En el presente capítulo hemos visto que los lagos mineros son, conceptualmente, asimilables a obras hidráulicas en cuanto a su construcción y función, pero presentan ciertas diferencias desde el punto de vista jurídico. Particularmente, su creación y construcción que, de acuerdo a nuestra legislación, se corresponde con la fase última de la actividad del aprovechamiento minero, estando bajo la supervisión y control de la Administración con funciones en materia de minas, como así está previsto en el Real Decreto 975/2009, de 12 de junio. Sobre el papel, el tratamiento administrativo de los lagos mineros sería similar al tratamiento que se da en Alemania, descrito en el apartado segundo del presente capítulo, pero en la práctica se observa que no es así, tal como se evidencia en el examen alternativo de los procesos seguidos para la recuperación de las cortas de las minas de lignito pardo a cielo abierto de As Pontes y Meirama.

De dicha comparativa, se concluye que la imprecisión y lagunas en diversos aspectos jurídicos plantean múltiples interrogantes. Así, por ejemplo, cabe preguntarse porqué se le da el tratamiento de vertido al desagüe de estos lagos al dominio público hidráulico cuando, de conformidad con las determinaciones de la DMA, lo que se debe de exigir es la creación de una masa de agua con un potencial ecológico, compatible con el medio receptor y definido según unas condiciones de referencia predeterminadas. También se advierte imprecisión de la actuación de las administraciones y órganos intervinientes, derivada de la concurrencia simultánea en la actuación de distintos títulos competenciales. De esta circunstancia deriva, por ejemplo, que el organismo de cuenca actúe como órgano sustantivo de la obra hidráulica en la concesión del uso del agua pública para una rehabilitación minera o la incorporación prácticamente automática al dominio público hidráulico de la masa artificial de agua una vez alcanzados los objetivos ambientales.

Todo ello pone de manifiesto la necesidad de clarificar las competencias y establecer un mecanismo efectivo entre las distintas administraciones, que permita resolver e integrar las diferentes voluntades, actividades y necesidades existentes en torno a la formación de lagos artificiales en huecos mineros y al espacio físico afectado por ellos.





## ***CAPÍTULO VIII***

# **PROCEDIMIENTO DE ACTUACIÓN PARA LA APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA A LOS LAGOS ARTIFICIALES CREADOS POR LA REHABILITACIÓN DE EXPLOTACIONES MINERAS A CIELO ABIERTO**

---

Tras el exámen directo de los diferentes aspectos (científicos, tecnológicos, administrativos, jurídicos y sociales) relacionados con la formación de lagos mineros, llevado a cabo en este estudio, podemos defender que la creación de las masas de agua en los huecos resultantes de las explotaciones mineras a cielo abierto, además de constituir una solución eficaz a la recuperación del espacio afectado por estas actividades (cualquiera que sea su tamaño y sustancia extraída), supone una oportunidad para el aprovechamiento racional y la buena gestión de los recursos hídricos. Ello está en sintonía con el nuevo enfoque de la política de aguas introducido por la Directiva Marco del Agua y

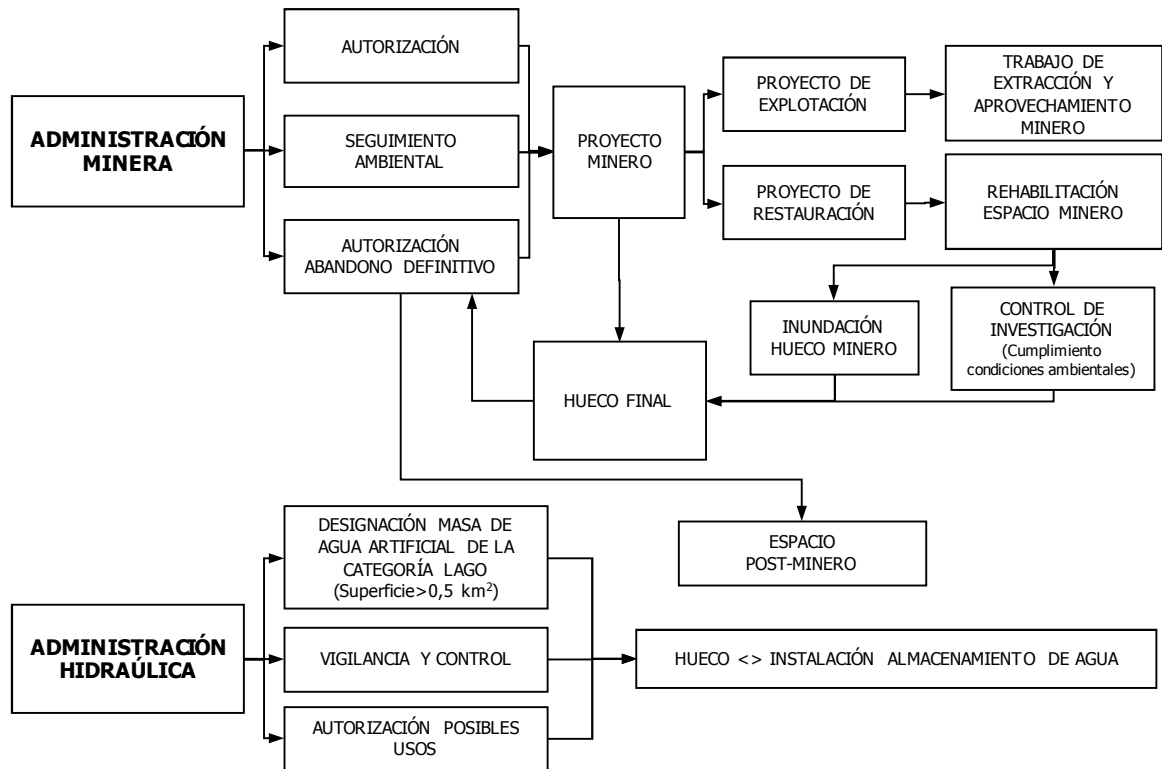
posibilita la consecución de un equilibrio adecuado y sostenible, propugnado en la Constitución, entre el desarrollo económico (que precisa de los minerales y del agua) y la protección del medio ambiente (recuperando un espacio físico medioambientalmente afectado y evitando la afección medioambiental de nuevos espacios).

Las obligaciones protectoras y de defensa del recurso hídrico y los objetivos medioambientales y ecológicos, ordenados a través de la Directiva Marco, implican crear masas artificiales compatibles con un ecosistema asociado y, por tanto, con la definición de un potencial ecológico. A la vista de los aspectos científicos y tecnológicos expuestos en los capítulos I, II y III de este estudio, se deduce que la conversión de los huecos finales mineros en masas artificiales de agua debe implicar una planificación a largo plazo basada en la investigación, la modelización, el control, la modificación y la caracterización de los impactos humanos en el agua subterránea. En base al análisis de los casos prácticos plasmados y ante la necesidad de integrar diferentes voluntades, actividades y necesidades en relación a los recursos naturales (minerales e hídricos) para una buena gestión de los mismos, nos parece trascendente y necesario, en relación a este proceso de planificación y por concurrir distintos títulos competenciales en el mismo, en primer lugar, clarificar el reparto de funciones entre las Administraciones Públicas implicadas; en segundo lugar, concretar el instrumento coordinador, destinado a cumplir los objetivos que se pretenden a tan largo plazo y, en tercer lugar, definir el procedimiento que posibilite la actuación coherente de las diferentes Administraciones, a través del cual se garantice, al mismo tiempo, el cumplimiento de los objetivos y obligaciones previstos en la Directiva Marco.

## **1. REPARTO DE COMPETENCIAS ENTRE LAS ADMINISTRACIONES PÚBLICAS IMPLICADAS EN LA FORMACIÓN DE LOS LAGOS MINEROS**

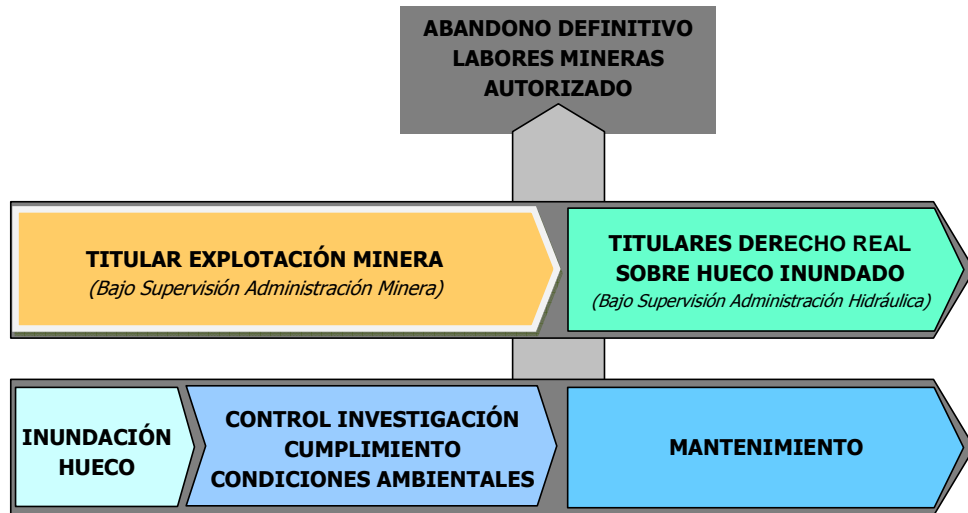
A partir del análisis de la planificación minera establecida en el ordenamiento vigente, plasmada en el capítulo VI, llegamos a la conclusión de que el proyecto minero se conceptúa jurídicamente desde una perspectiva global al integrar el conjunto de actividades destinadas a la explotación, preparación, concentración y/o beneficio de un recurso mineral y las labores de rehabilitación del espacio natural afectado por las actividades mineras. El órgano sustantivo para su autorización es la Administración con competencia en materia de minas y, de acuerdo con la regla general adoptada por el ordenamiento jurídico español (que integra el procedimiento ambiental en el procedimiento sustantivo), también corresponde al órgano minero el seguimiento y el control medioambiental del proyecto, desde el inicio de la explotación hasta la finalización de las labores de rehabilitación del espacio natural afectado. Se concluye entonces que la construcción de las obras necesarias para el proceso de llenado del hueco final, este proceso en sí mismo y el control y seguimiento que se realice para comprobar el cumplimiento de los objetivos preestablecidos para la masa de agua en el procedimiento de autorización, son actuaciones que forman parte del proyecto minero y que están sujetas a la vigilancia y control de la Administración con competencia en materia de minas (incluido el seguimiento medioambiental) hasta que se dicte la autorización de abandono definitivo de las labores.

Concluido el llenado y autorizado el abandono definitivo por la Administración Minera (una vez que se hayan alcanzado los objetivos medioambientales y de seguridad que se hubiesen prefijado), el hueco final inundado perderá la naturaleza jurídica de mina y adquirirá la naturaleza jurídica de una instalación de almacenamiento permanente de agua. Es a partir de entonces cuando corresponderá la vigilancia y control del hueco inundado a la Administración Hidráulica, así como su designación (si procede por tener una superficie superior a 0,5 km<sup>2</sup>) como masa de agua artificial de la categoría lago, con independencia de que se encuentre situada en el dominio público hidráulico o se ubique fuera de él.



**Figura 78.** Distribución de competencias sobre los huecos mineros inundados.

Además de la distribución competencial indicada, que se esquematiza en la Figura 78, también creemos importante clarificar la distribución temporal de las responsabilidades medioambientales sobre el hueco inundado. A nuestro entender, corresponde al explotador dicha responsabilidad durante el proceso de llenado y hasta la autorización de abandono definitivo de las labores por la naturaleza jurídica del hueco como mina. A partir de ahí, de acuerdo con la ley, el explotador podrá disponer libremente del hueco, que adquirirá la naturaleza jurídica de una instalación para el almacenamiento permanente de agua. Estimamos que, en tales condiciones, los sucesores en la titularidad del derecho real sobre la instalación (de acuerdo a las previsiones de uso y gestión contempladas en la planificación hidrológica y el acto de clasificación administrativa correspondiente) serían los responsables del mantenimiento de las condiciones ambientales y ecológicas del hueco inundado y de sus condiciones de seguridad. Esta distribución temporal de responsabilidades se esquematiza en la Figura 79.



**Figura 79.** Estructura temporal de responsabilidades sobre los huecos mineros inundados.

## **2. EL PLAN DE RESTAURACIÓN: INSTRUMENTO DE COORDINACIÓN**

De acuerdo a la plasmación de la planificación llevada a cabo en el capítulo VI, estimamos que el plan de restauración es el instrumento coordinador más adecuado para aprovechar la oportunidad que ofrece la formación de lagos en los espacios mineros y lograr una óptima y sostenible gestión de los recursos naturales. Nuestro ordenamiento jurídico establece que no se puede otorgar ninguna explotación, mina o cantera, si no queda garantizada la recuperación de los terrenos afectados a través del plan de restauración. Dado que la inundación del hueco en algunos casos es la única alternativa posible para la rehabilitación de los terrenos (en particular cuando se trata de grandes explotaciones a cielo abierto) y dado que el diseño final del hueco y la disponibilidad de recursos hídricos para el llenado determinará el funcionamiento y la estructura del sistema lacustre (su ecología), la viabilidad a largo plazo de la ejecución de la alternativa de rehabilitación de los terrenos condicionará la viabilidad misma del proyecto minero. Por consiguiente, el plan de restauración debe formularse como una planificación a largo plazo, de carácter programático, integrada en el proyecto minero, que determine las actuaciones que se deben hacer, como y cuando, para conseguir una masa de agua con un potencial ecológico predefinido. Sus determinaciones deberán incorporarse a la planificación hidrológica y al resto de planificaciones que ordenan el territorio e, igualmente, las determinaciones de estas planificaciones deberán incorporarse a él. En la Figura 80 se plasma el planteamiento expuesto del plan de restauración como instrumento coordinador.

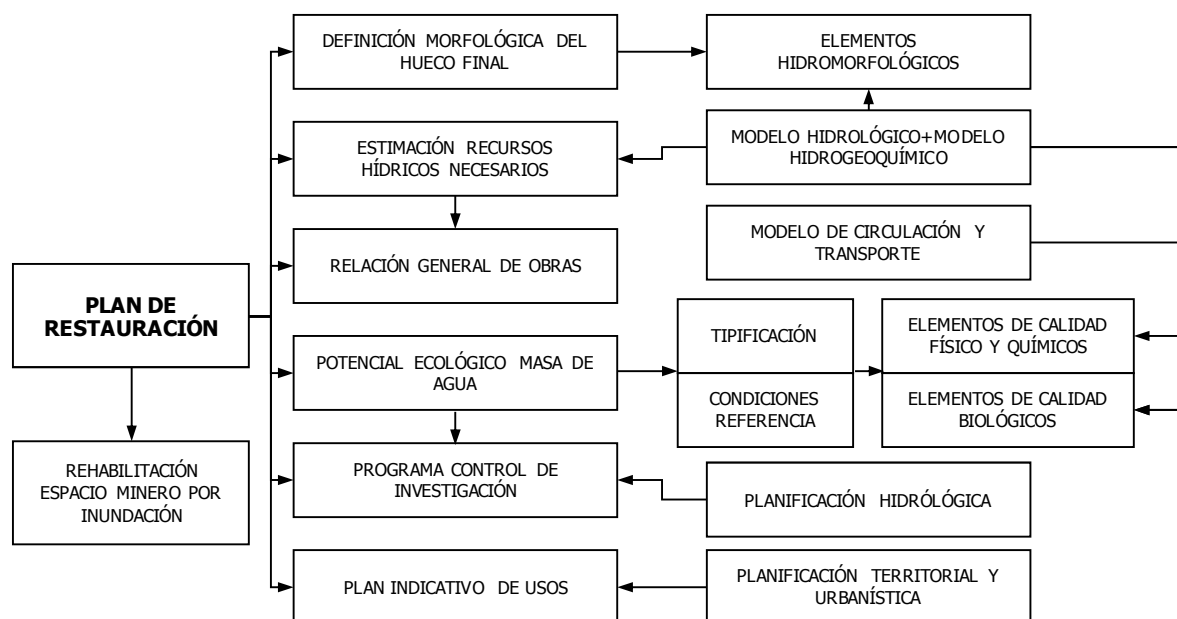


**Figura 80.** Planteamiento del Plan de Restauración como instrumento coordinador en la aplicación de la DMA a los huecos mineros inundados.

La formulación de un plan de restauración, en el que se prevea la inundación del hueco final de explotación, conllevará la definición del potencial ecológico a aplicar a la futura masa de agua (esto es, la tipificación ecológica de la masa y sus condiciones de referencia) y la indicación de posibles usos para la misma. Todo ello se determinará a partir de la prognosis de las características físicas, químicas y biológicas que cabe esperar del futuro lago. Las posibilidades reales de llenado y el tiempo necesario para el mismo, así como la calidad de las aguas y los impactos sobre el medio hídrico de este proceso, se estimarán a partir de modelos hidrológicos en combinación con modelos hidroquímicos, considerando la información precisa de la cuenca con anterioridad a la actividad extractiva. Los resultados de esta modelización determinarán los elementos hidromorfológicos (volumen e hidrodinámica, tiempo de residencia, conexión con el agua subterránea, profundidad del lago, cantidad, estructura y sustrato del lago y estructura de la zona ribereña) y de calidad físicos y químicos (transparencia, condiciones térmicas,

condiciones de oxigenación, salinidad y estado de acidificación). A partir de aquí y aplicando modelos de transporte y circulación y de transformación de nutrientes, se fijarán las condiciones relativas a nutrientes y a los elementos de calidad biológica (fitoplancton, macrófitos, fitobentónicos, fauna bentónica de invertebrados y fauna ictiológica), así como las medidas de mitigación necesarias para garantizar la mejor aproximación a la continuidad ecológica, en particular con respecto a la migración de la fauna y a las zonas de desove y cría adecuadas.

Además del potencial ecológico, tipificación y condiciones de referencia a aplicar a la futura masa de agua, el plan de restauración contendrá el programa de control operativo y de investigación, la relación general de las obras necesarias para el llenado y para garantizar la continuidad ecológica del sistema, la previsión de los recursos hídricos necesarios, el plan indicativo de usos y, por supuesto, la definición morfológica del hueco final y de las actuaciones necesarias para permitir el funcionamiento sostenible del mismo (suavizado de taludes finales para lograr una mayor superficie de aguas someras y así facilitar el proceso de colonización por vegetación hidrófila, aporte de tierra vegetal en taludes, la plantación de arbolado y creación de islas y de playas de arena limnícola).



**Figura 81.** Contenido del Plan de Restauración como instrumento coordinador en la aplicación de la DMA a los huecos mineros inundados.



En la Figura 81 se esquematiza el contenido del Plan de Restauración como instrumento coordinador, en la aplicación de la DMA al proceso de inundación de huecos mineros finales.

### **3. PROCEDIMIENTO PARA LA FORMACIÓN DE LOS LAGOS MINEROS BAJO LA PERSPECTIVA DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA**

Una vez identificado el plan de restauración como el instrumento coordinador que se considera más adecuado para garantizar la creación de una masa de agua compatible con un ecosistema asociado y para aprovechar la oportunidad que la misma ofrece para la gestión óptima de los recursos hídricos, se estima necesario ordenar su formulación, autorización y seguimiento por medio de un procedimiento único, que garantice que su puesta en práctica a largo plazo sea ágil y eficaz.

Las fases que, según nuestra opinión, debe tener este proceso se sintetizan en la Tabla 63. La primera fase o fase inicial supone la formulación del plan de restauración. Dicha formulación ha de correr a cargo del promotor minero, si bien debe contar con la participación y colaboración del Organismo de Cuenca o Administración Hidráulica Autonómica, dado el contenido del mismo, ya comentado anteriormente. La formulación del plan supondrá determinar el diseño de la futura masa de agua y su caracterización, el análisis de los posibles usos de la misma y de su gestión, la estimación de recursos hídricos necesarios para la inundación y el estudio del impacto ambiental. La evaluación ambiental, sin lugar a dudas, constituye el instrumento más adecuado para la preservación de los recursos naturales y la defensa del medio ambiente. No obstante, en el caso que nos ocupa, entendemos que su eficacia será plena si se extiende a la totalidad del proyecto minero, evaluando desde el punto de vista ambiental todas sus fases de una forma global e integrada, desde la explotación a la rehabilitación de los terrenos afectados al final de su vida útil. El plan de restauración, por consiguiente, se tramitará como parte inseparable del proyecto minero en el procedimiento ambiental y, en su valoración, se deberá integrar el coste de oportunidad ambiental de la solución propuesta a la recuperación de los terrenos por sus posibles usos y funciones.

La fase dos del procedimiento será la autorización del plan. Una vez formulado, el plan de restauración deberá ser autorizado, implícitamente, en el procedimiento de autorización de la explotación minera dado que, como ya indicamos anteriormente, de acuerdo a la legislación vigente ninguna explotación podrá ser autorizada si la recuperación del espacio

afectado no queda garantizada a través del plan de restauración. Dada la relevancia del contenido del plan de restauración y sus compromisos a futuro, se considera necesario que el procedimiento autorizatorio sea de consulta participada, con la intervención del público en general y de todas las administraciones públicas implicadas, en particular en este caso la Administración Hidráulica, cuyas determinaciones deberán de ser preceptivas y vinculantes. La autorización del plan de restauración supondrá la concreción de los objetivos ambientales a alcanzar para la futura masa de agua y la definición del programa operativo que permita controlar el estado de la misma durante su formación y, si es necesario, establecer el programa de medidas para conseguir los objetivos medioambientales previstos. También supondrá la reserva de recursos hídricos para el llenado y la priorización de sus futuros usos y del plan de gestión a éstos asociado. Las previsiones del plan de restauración deberán ser incorporadas a los correspondientes instrumentos de ordenación, en particular, se considera necesario incorporar al Plan Hidrológico de Cuenca las necesidades para el llenado futuro con fines de conservación del medio natural, así como los posibles usos de la masa para la satisfacción de las demandas futuras y su gestión. Dado el carácter reglamentario de los Planes Hidrológicos de Cuenca, estas previsiones serán de obligado cumplimiento para las Administraciones y para los ciudadanos.

Como consideración a mayores, entendemos que, para agilizar trámites y reducir las cargas administrativas a los particulares, la concesión de una mina o autorización de una cantera debería integrar todos aquellos permisos, licencias y autorizaciones necesarios para la ejecución del proyecto de explotación y del plan de restauración, incluida la construcción de las obras necesarias para ello (por ejemplo, las de llenado del hueco). El proyecto de explotación y el plan de restauración asociado se desarrollarán a través de los sucesivos planes de labores anuales y, si fuera necesario, de proyectos específicos que únicamente supondrán la concreción técnica de lo ya autorizado. Para ello, en el procedimiento que se tramite, se debería solicitar informe, preceptivo y vinculante; a todas las administraciones implicadas, con título competencial concurrente, que deberán pronunciarse sobre el proyecto de explotación y el plan de restauración en el ámbito de sus respectivas competencias. El contenido de estos informes sería vinculante en relación a las autorizaciones y condicionantes de éstas que deban expedir cada uno de esos

órganos, necesarias para la materialización del proyecto y plan, y que quedarán integradas en la autorización o concesión final de la explotación minera.

La tercera fase del procedimiento, una vez autorizado el plan, será su desarrollo y puesta en práctica. Ello supondrá la ejecución de las obras necesarias, el análisis (a través del programa operativo) de alcanzar los objetivos medioambientales para la masa y la puesta en práctica, si fuese necesario, del programa de medidas. Todo ello se realizará bajo la supervisión directa de la Administración Minera, en colaboración con la Administración Hidráulica.

La cuarta fase será la autorización del abandono definitivo de las labores mineras, incluido el lago minero, que se producirá una vez alcanzados los objetivos medioambientales establecidos para la masa de agua. Supondrá la desafección de los terrenos a la actividad extractiva y la finalización del plan de restauración. A partir de aquí, el lago minero quedará bajo el control y supervisión directa de la Administración Hidráulica y sujeto a las determinaciones del Plan Hidrológico de Cuenca. Previamente a la autorización del abandono definitivo de las labores mineras, y una vez finalizado el llenado, se considera adecuado establecer un periodo mínimo de seguimiento y control de seis años (equivalente a un ciclo de la Planificación Hidrológica de Cuenca) para conocer la evolución del sistema y garantizar el cumplimiento y mantenimiento en el tiempo de los objetivos ambientales exigidos y su autosostenibilidad.

Para finalizar, nos gustaría resaltar que el éxito para aprovechar la oportunidad que ofrecen estos lagos mineros para reportar beneficios a la sociedad implica una colaboración permanente entre las empresas mineras y las administraciones públicas, colaboración que, a nuestro juicio, se debería vehicular, desde el principio, también a través del plan de restauración, por su consideración de condición especial del título minero, desarrollándose, posteriormente, a través de programas, convenios, protocolos y pactos en el marco de actuación del Plan.

| <b>PROCEDIMIENTO DE ACTUACIÓN</b> |  |  |
|-----------------------------------|--|--|
| <b>FASE I</b>                     | <p><b>FORMULACIÓN DEL PLAN DE RESTAURACIÓN</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Diseño de la futura masa de agua y caracterización.</li> <li>– Análisis de posibles usos y plan de gestión.</li> <li>– Estimación de recursos hídricos necesarios.</li> <li>– Estudio del impacto ambiental.</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>– Propuesta del Promotor Minero.</li> <li>– Colaboración y participación del Organismo de Cuenca o Administración Hidráulica Autonómica.</li> </ul>   |
| <b>FASE II</b>                    | <p><b>AUTORIZACIÓN DEL PLAN DE RESTAURACIÓN</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Objetivos medioambientales a aplicar a la futura masa de agua.</li> <li>– Programa operativo y de investigación.</li> <li>– Reserva de recursos hídricos necesarios.</li> <li>– Identificación de usos futuros y plan de gestión.</li> <li>– Dictamen ambiental.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>– Información Pública.</li> <li>– Informe vinculante del Organismo de Cuenca o Administración Hidráulica Autonómica.</li> <li>– Autorización por Administración Minera.</li> <li>– Incorporación de las determinaciones al Plan Hidrológico de Cuenca.</li> </ul>   |
| <b>FASE III</b>                   | <p><b>DESARROLLO DEL PLAN DE RESTAURACIÓN</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Análisis del riesgo de no alcanzar los objetivos: <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Aplicación del programa de investigación y control.</li> <li>▪ Definición y aplicación de programa de medidas.</li> </ul> </li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>– Supervisión directa de la Autoridad Minera.</li> <li>– Supervisión indirecta Administración Hidráulica.</li> </ul>  |
| <b>FASE IV</b>                    | <p><b>FINALIZACIÓN DEL PLAN DE RESTAURACIÓN</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Autorización abandono definitivo de las labores mineras.</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>– Autorización por la Autoridad Minera.</li> <li>– Informe favorable preceptivo de la Administración Hidráulica.</li> <li>– A partir de aquí, el mantenimiento y control de la masa de agua corresponderá a la Administración Hidráulica, instrumentados a través de la Planificación Hidrológica de Cuenca.</li> </ul> |

**Tabla 63.** Proceso de formulación, autorización, puesta en marcha y finalización del Plan de Restauración para la aplicación de la DMA a los lagos artificiales creados por la rehabilitación de las explotaciones mineras a cielo abierto.



## ***CAPÍTULO IX***

# **CONCLUSIONES Y APORTACIONES DE LA PRESENTE INVESTIGACIÓN**

---

La principal conclusión que se puede extraer de este trabajo es que la formación de lagos artificiales en los huecos resultantes de las explotaciones mineras a cielo abierto es una solución eficaz a la recuperación del espacio afectado por estas actividades, cualquiera que sea su tamaño y sustancia extraída. Esta solución, correctamente planificada y gestionada, no constituye un foco potencial de contaminación y ofrece oportunidades para el aprovechamiento racional y la buena gestión de los recursos hídricos, en consonancia con el nuevo enfoque de la política de aguas introducido por la Directiva Marco del Agua (DMA).

Los lagos, cualquiera que sea su origen, constituyen complejos ecosistemas en los que se interrelacionan parámetros físicos, químicos y biológicos. Un aspecto esencial, a tener en cuenta en la creación artificial de estas masas de agua, es la importancia que la morfología de la cubeta lacustre tiene en el funcionamiento de estos sistemas de interrelación. Parámetros morfométricos como el área, la longitud máxima y la profundidad del vaso topográfico que contiene la masa de agua, determinan la estructura

térmica y el régimen de mezcla, la productividad del sistema, el efecto del viento, las interacciones biofísicas en su materia y, en definitiva, el comportamiento ecológico del lago.

La creación de un lago artificial no es una acción aislada, sino un programa a largo plazo basado en la investigación, la modelización, el control, la modificación y la caracterización de los impactos humanos en el agua subterránea. El comportamiento de los ambientes lacustres se puede simular por medio de modelos físicos en los que es inherente el concepto de sistema orientado por el concurso de distintas disciplinas y técnicas científicas. La descripción apropiada de un lago requiere de un modelo o conjunto de modelos a partir de cuya definición se puede enfocar la investigación de un aspecto particular de la masa de agua.

En el presente trabajo se han revisado las técnicas actuales de modelización de ambientes lacustres que permiten, desde un enfoque sistémico, describir apropiadamente estos complejos sistemas de interrelación y predecir su comportamiento futuro. Modelos de calidad del agua en lagos, en los que se incluyan las ecuaciones de balance hídrico y de constituyentes conservativos, así como los principales factores que afectan dichos balances como los procesos de mezcla, gradientes térmicos y corrientes asociadas con seiches y vientos, deben considerarse herramientas imprescindibles en la definición y diseño de una masa de agua artificial de esta categoría.

Los denominados lagos mineros se forman en los huecos originados por la excavación en las minas a cielo abierto cuando finalizan las operaciones de extracción del mineral y cesa el bombeo. A partir de ese momento, los sistemas de agua subterránea tienden a recuperar su nivel de base natural y esta elevación del nivel piezométrico provoca que las aguas, hasta entonces bombeadas, inunden el hueco producido como consecuencia de las labores mineras. Otras fuentes de aportación que contribuyen a la inundación de los huecos mineros son las aguas de escorrentía de las cuencas adyacentes y las aguas de la precipitación directa sobre la superficie del lago.

Los lagos mineros son similares a los lagos naturales, presentando parecidas propiedades físicas y químicas e iguales procesos y reacciones en su interior, como por ejemplo, la



estratificación por temperatura y salinidad. No obstante, se ha puesto de manifiesto una serie de propiedades comunes que singularizan a los lagos mineros en comparación con los lagos naturales, especialmente en cuanto a su comportamiento, debidas a sus particulares características morfológicas, míticas, hidroquímicas e hidrobiológicas. Por lo general, los lagos mineros presentan mayores profundidades relativas y taludes con pendientes más pronunciadas que los naturales; esto influye en los procesos de estratificación y mezcla que se pueden producir en la columna de agua y en la limnología del sistema. Normalmente, los lagos mineros, con profundidades relativas superiores al 10%, tienden a ser meromíticos, presentando una estratificación permanente que favorece que el fondo del lago quede excluido de la circulación de la masa de agua. De esta forma, el fondo actuará como almacén perpetuo de sustancias nocivas, mientras que en la zona superficial de la masa lacustre las aguas presentarán buena calidad. La consecuencia inmediata de todo esto es que el diseño del hueco final de una explotación minera a cielo abierto no debe orientarse, exclusivamente, a la máxima extracción de recurso mineral con el menor coste, sino también a la creación de una masa de agua artificial en la que se pueda mantener un ecosistema y, por tanto, definir un potencial ecológico. La obtención de información precisa de la cuenca con anterioridad a la actividad extractiva y la prognosis de las características físicas, químicas y biológicas que cabe esperar del futuro lago, determinada mediante modelos hidrológicos, hidroquímicos, de transporte y circulación y de transformación de nutrientes, se consideran imprescindibles para demostrar la sostenibilidad medioambiental a largo plazo de esta alternativa de restauración y definir el diseño apropiado de la morfología del vaso. Este diseño incluirá el suavizado de taludes finales para lograr una mayor superficie de aguas someras y, así, permitir el proceso de colonización por vegetación hidrófila, el aporte de tierra vegetal en taludes, la plantación de arbolado y la creación de islas y de playas de arena limnícola.

Sin lugar a duda, la calidad de las aguas de los lagos de mina es un aspecto fundamental a tener en cuenta para garantizar su potencial ecológico. En esta calidad y en sus propiedades químicas tiene un papel importante la mineralogía de las rocas de los taludes del hueco. En este trabajo se han detallado, con sus ventajas e inconvenientes, las medidas tecnológicas, físicas, químicas y biológicas que existen, en el estado actual de

conocimiento, para mejorar la creación sostenible, la regeneración efectiva y el uso futuro a largo plazo de estas masas de agua. Estas técnicas tienen como objeto incrementar el valor del pH de las aguas, reducir la concentración metálica y disminuir la concentración de sulfatos mediante procesos reductores. Entre estas técnicas está el funcionamiento continuado de las instalaciones de tratamiento de aguas existentes durante la minería activa a la entrada o a la salida del lago, el acondicionamiento de las aguas fuera o dentro del lago final minero mediante la adición de productos neutralizantes, la instauración de procesos químico-técnicos (electrólisis, precipitación del Ba, Al, Fe y Ca), de procesos biológicos en el lago final y también en el postsuministro (alcalinización biogénica, reducción interna y externa de sulfatos...etc), la creación de meromixis artificial, la introducción de aguas externas e incluso el backfilling o relleno con residuos; sin olvidar la aplicación de otros métodos de prevención alternativos, necesarios para evitar efluentes de mala calidad hacia el lago final, como el cubrir las escombreras y las balsas de lodos con un sustrato vegetal y la desviación de los flujos de agua de las escombreras.

El éxito en la aplicación combinada de varias de estas técnicas (llenado con aguas externas, adición de cal, construcción de filtros biológicos, planta de tratamiento de mina, sellado con arcillas de materiales aflorantes susceptibles de generar acidez, cubrición de escombreras) se ha demostrado con los resultados que se están obteniendo en la calidad del agua de los lagos mineros de las cuencas lignitíferas del noroeste de España, donde la rehabilitación ambiental de las cortas mineras se está realizando mediante la creación de dos lagos artificiales de grandes dimensiones.

Frente a esta rehabilitación ordenada, planificada y bien gestionada, se presentan los resultados que se obtienen al no aplicar medidas preventivas en la fase de inundación del hueco, ejemplarizadas en los lagos suecos de Rävliidmyran y Udden y en los lagos mineros de la Faja Pirítica. Más de veintitrés cortas abandonadas de la minería metálica del cobre en el sudeste peninsular fueron progresivamente inundadas por la entrada de lluvia directa, de corrientes superficiales y de agua subterránea y drenajes mineros procedentes de las galerías vecinas y escombreras de estériles, sin ningún tipo de control, presentando en la actualidad un lago en su interior que constituye un foco de contaminación medioambiental. Las características de esta contaminación se evidencian en los lagos de Aznalcóllar, Filón Centro (Tharsis), Herrerías, Cueva de la Mora y Confesionarios,

destacándose como rasgo común a ellos su carácter meromóctico. Esta tendencia al carácter meromóctico se ha apreciado en otros lagos mineros que se están formando, como vienen demostrando las investigaciones realizadas en los lagos de As Pontes y Meirama desde el inicio del proceso de inundación.

En este trabajo también se han descrito las obras que han sido necesarias para crear los lagos artificiales de Meirama y As Pontes, lo que lleva a concluir que se tratan de verdaderas obras hidráulicas, cuyo uso principal es el de conservación y mejora de la naturaleza en un espacio degradado como consecuencia de la actividad minera, uso que no es incompatible con otros. Muestra de ello lo constituyen diversos lagos mineros de la cuenca lignitífera de la Lusacia, que se utilizan para regulación de caudales y amortiguación de crecidas, para abastecimiento a poblaciones e industrias, para navegación y para recreo. Es el caso de los lagos Senftenberger, Berzdorfer y Bärwalder; este último lago garantiza la disponibilidad de agua suficiente a la reserva de la biosfera de Sprewald y a la ciudad de Berlín.

La creación de lagos mineros artificiales como alternativa a la recuperación de los terrenos lleva implícito el cumplimiento de la Directiva Marco del Agua en relación a las medidas de protección y gestión del agua. Los lagos mineros son cuerpos artificiales de agua superficial comparables a los embalses, que necesitan una estimación ecológica de la calidad del agua y que tienen que ser monitorizados y gestionados de acuerdo a la DMA con el fin de alcanzar o mantener un estado de las aguas que se corresponda con el buen potencial ecológico. Este concepto es equivalente al de buen estado ecológico prescrito para los restantes cuerpos de agua, aunque menos exigente, ya que permite tolerar ciertos impactos ecológicos resultantes de alteraciones físicas que son necesarias para soportar un uso especificado, o deben ser mantenidas a fin de evitar efectos adversos sobre el medio ambiente más extenso.

La Directiva Marco del Agua exige la evaluación y supervisión de estas masas de agua cuando tienen una superficie superior a 0,5 km<sup>2</sup> estableciendo, para las masas artificiales de agua superficial, que los elementos de calidad deben ser los mismos que para las aguas superficiales naturales que más se asemejen a ellas. Los indicadores biológicos de calidad que deben utilizarse para la comparación con el tipo de masa de agua superficial

natural que más se asimile (y que se tomará como referencia del buen potencial ecológico) son cinco: el fitoplancton, macro y microfitorbentos, macrozoobentos y los peces. Las condiciones hidromorfológicas sólo deben reflejar los impactos derivados de las características muy modificadas o artificiales de las masas de agua, una vez que se hayan tomado todas las medidas de mitigación para garantizar la mejor aproximación a la continuidad ecológica, en particular, con respecto a la migración de la fauna y a las zonas de desove y cría adecuadas. Los parámetros físicos y químicos deberán ajustarse a las condiciones inalteradas y, principalmente, las concentraciones de nutrientes deberán permanecer dentro de la gama normalmente asociada con tales condiciones.

En España la caracterización de las masas de agua de la categoría lago se hace de acuerdo con las directrices establecidas en la Instrucción de Planificación Hidrológica, que es de aplicación en la Demarcaciones Hidrográficas con cuencas intercomunitarias. En función de su génesis, pueden ser naturales o artificiales y para alcanzar el buen estado, a más tardar el 2015, y serles de aplicación los programas de medidas (diseñados para su consecución y establecidos por la DMA a través de los planes hidrológicos), deben ser designados como masa de agua por las Administraciones Hidráulicas.

Respecto a las masas naturales, en esta categoría se incluyen todas aquéllas con una superficie mayor de 0,5 km<sup>2</sup>, con independencia de su profundidad, así como aquéllas cuya superficie sea superior a 0,08 km<sup>2</sup> y que, al mismo tiempo, tengan una profundidad máxima superior a 3 metros. Para las masas naturales, y a efectos de establecer condiciones de referencia aplicables a ecosistemas cuyo funcionamiento y estructura sean equiparables, se ha definido una tipología basada en el sistema B del Anexo II de la DMA, utilizando 9 variables y definiendo 30 ecotipos. Las 9 variables consideradas, simples, fácilmente disponibles y determinantes para las comunidades biológicas, son: índice de humedad, altitud, origen, hidropериодо, régimen de aportación, tamaño, profundidad máxima, conductividad y alcalinidad. De los 30 ecotipos definidos, 9 corresponden a lagos de media y alta montaña, distinguiéndose el origen exclusivamente glaciar de los lagos ácidos y el origen glaciar o glacio-karst de los lagos alcalinos, 6 a lagos cársticos, diferenciando los que se desarrollan sobre materiales calcáreos y los que se desarrollan en materiales evaporíticos, 12 a lagunas y humedales interiores en cuenca de sedimentación, originados por procesos genéticos diversos (tectónico-estructurales,

aluviales, erosivos, carstificación sin colapso...,etc) y 3 a lagunas litorales. Las condiciones de referencia que representen los valores correspondientes al muy buen estado ecológico se plasmarán en los Planes Hidrológicos de Cuenca.

En cuanto a las masas artificiales de la categoría *lago*, para ser designadas como tales deben tener unas dimensiones suficientes que permitan considerarlas como masas de agua significativas y, además, ser compatibles con el mantenimiento de un ecosistema asociado y, por tanto, con la definición de un potencial ecológico. Dentro de este tipo de masas se incluyen, expresamente, las graveras que han dado lugar a la aparición de una zona húmeda artificial con una superficie igual o superior a 0,5 km<sup>2</sup>, sin referirse a los lagos mineros con carácter general, cualquiera que sea la sustancia extraída. Las investigaciones limnológicas realizadas en Alemania han demostrado que los lagos mineros tienen potencial ecológico y que esas condiciones ecológicas tienen referencia en lagos naturales, a excepción de los lagos débilmente ácidos. Ello nos lleva a concluir que cualquier lago minero con una superficie superior a 0,5 km<sup>2</sup>, independientemente del tipo de sustancia extraída y de su ubicación dentro o fuera del dominio público hidráulico, debe ser designado como masa de agua por la Administración Hidráulica a los efectos de aplicación del programa de medidas y la consecución de los objetivos medioambientales.

Las investigaciones alemanas han demostrado, además, que en las condiciones ecológicas de los lagos mineros juega un papel importante el ambiente químico de las aguas, principalmente los niveles de acidez o valores de pH. Dado el carácter meromíctico al que suelen tender los lagos mineros, la clasificación en 13 ecotipos (12 monomícticos y 1 dimíctico) mediante 6 variables (régimen de mezcla, alcalinidad, índice de humedad, área de la cuenca, temperatura media anual y altitud), contemplada en la Instrucción de Planificación Hidrológica para las masas de agua artificiales asimilables a *lago*, no parece apropiada para este tipo de masa de agua. En consecuencia, entendemos que los lagos mineros deben ser clasificados como un tipo de masa de agua independiente, estableciendo ecotipos en función de variables tales como el régimen de mezcla, la alcalinidad, el pH, el área de la cuenca y la profundidad relativa y describiendo su potencial ecológico en función de las tasas de fitoplancton y zooplancton que los pueden colonizar en relación a lagos naturales a los que se puedan asimilar. Debido a que la historia de los lagos mineros es bastante corta, ya que las explotaciones a cielo abierto

son relativamente recientes, no se han estudiado hasta hace poco y, por tanto, hasta el momento son escasos los trabajos desarrollados para clasificar las condiciones ecológicas de los lagos mineros existentes en nuestro país, para identificar a los cuerpos de agua comparables a ellos y para establecer los indicadores de un buen potencial ecológico y las condiciones de referencia. Ello supondrá profundizar en el estudio limnológico de los lagos mineros ya formados y que se vayan formando, debiendo las administraciones públicas implicar en estas investigaciones a las compañías mineras.

Con la incorporación de la DMA a nuestro ordenamiento jurídico, las Confederaciones Hidrográficas, en el caso de la cuencas hidrográficas intercomunitarias, y las Administraciones Hidráulicas Autonómicas, en el caso de la cuencas intracomunitarias, se configuran en la actualidad como organismos gestores del agua y reguladores del uso privativo de la misma y organismos para la protección, conservación y mejora de los recursos hídricos. Son las Administraciones competentes para la designación de las masas de agua a los efectos de la aplicación de la DMA y, en consecuencia, a los efectos de la aplicación de los programas de medida conducentes a alcanzar los objetivos medioambientales. Hasta la fecha, ningún lago minero en nuestro país ha sido designado como masa de agua artificial de la categoría *lago*, pese a su potencial ecológico y a que la DMA es aplicable a todas las masas de agua con una superficie superior a 0,5 km<sup>2</sup>, sin ningún tipo de discriminación.

En este trabajo también se ha puesto de manifiesto la gran relevancia que tienen los recursos hídricos y minerales para el desarrollo de nuestra sociedad y para el mantenimiento de nuestra forma de vida. Tanto los minerales como el agua son recursos naturales; los primeros no renovables, por lo que su aprovechamiento supone su agotamiento; el agua es renovable a través del ciclo hidrológico lo que, sin embargo, no garantiza su disponibilidad para los diferentes usos. La demanda de minerales y de agua será creciente en el futuro, lo que afectará indudablemente a su disponibilidad y exigirá una administración adecuada de estos recursos. La nueva sensibilidad ambiental y el importante impacto que ocasionan las obras hidráulicas sobre los ecosistemas de las diferentes cuencas, parece indicar que la política basada principalmente en este tipo de obra para la satisfacción de la demanda solo podrá justificarse en casos muy puntuales, por lo que, ante las crecientes necesidades, una solución que se propone para su gestión

es la recuperación de los huecos finales mineros mediante su transformación en lagos artificiales.

La industria extractiva suministra materias primas básicas para la mayoría de las actividades de fabricación y construcción, resulta vital para la competitividad económica y genera un importante volumen de negocio y empleo. Sin embargo, estas actividades entran frecuentemente en conflicto con otros usos del suelo y con intereses sociales más amplios. Además, son percibidas como generadoras de un elevado impacto ambiental. A nuestro parecer, esta situación se produce por una errónea valoración del proyecto minero, que habitualmente se limita a la fase de operación de la mina o cantera, fase de extracción (que es en la que se producen importantes impactos pero de carácter temporal), olvidando que los aprovechamientos abarcan la rehabilitación de los terrenos afectados. Es precisamente en el enfoque de la rehabilitación, necesaria para devolver al terreno a otros usos, donde estimamos que la población y los poderes públicos deben de ponderar el coste de oportunidad que el proyecto minero supone para satisfacer las necesidades de minerales y de agua que la sociedad y la economía demandan, minimizando el impacto ambiental. La planificación de la restauración minera no debe atender únicamente a los requisitos exigidos de recuperación de un espacio, degradado por una actividad, orientada a la conservación de la naturaleza y del paisaje sino que, integrada en la planificación hidrológica de cuenca, también puede y debe orientarse a la satisfacción de las demandas de agua de los diferentes sectores económicos. Ello constituye un cauce para hacer compatible la obtención del buen estado de los ecosistemas acuáticos y la satisfacción de las demandas, objetivos ambos de la planificación hidrológica de cuenca, evitando la construcción de nuevas obras hidráulicas de gran envergadura, de elevado coste económico y social y de gran impacto ambiental sobre la naturaleza. La integración de las múltiples funciones que los lagos mineros pueden cumplir en la planificación hidrológica, los sitúan como una buena solución para lograr el difícil equilibrio entre el desarrollo económico y la protección del medio ambiente.

La integración de la restauración minera en la planificación hidrológica implica la previsión de diversos aspectos: el objetivo medioambiental para la masa de agua, el programa de medidas para alcanzarlo, las obras hidráulicas básicas que pudieran afectar al dominio

público hidráulico, necesarias para su construcción, las medidas compensatorias del titular y el coste económico por los usos del agua, la reserva de recurso para la inundación del hueco minero, una vez finalice la extracción, y el plan de usos priorizados y su gestión. Tal como se puso de manifiesto en el capítulo III, en la formación de este tipo de lagos tienen gran importancia, para la consecución de una buena calidad de las aguas, la aportación de aguas externas (inundación forzada) y la velocidad del proceso de llenado; la ley prevé supuestos de utilización del agua sin necesidad de título concesional, entre los que destaca el concepto de reservas de recursos hidráulicos con otras finalidades, como la asignación y reserva de recursos para usos y demandas actuales y futuras, así como la recuperación del medio natural. La inclusión de esta reserva de recurso debería devenir de la propia autorización del plan de restauración, en cuyo procedimiento de autorización el órgano de cuenca tendría que emitir informe preceptivo y vinculante a estos efectos. Ante esta perspectiva y en base a todas las previsiones señaladas, consideramos que el plan de restauración no debe configurarse únicamente como un instrumento de garantía de la recuperación del terreno desde un punto de vista ambiental, sino que también debe configurarse como un instrumento de ordenación territorial, que ha de regular la implantación del futuro uso que se pretende dar a los terrenos afectados por la actividad minera, coordinando las diferentes planificaciones territoriales.

Otro aspecto a considerar es el régimen aplicable al lago final minero en cuanto a su titularidad y a los órganos competentes de la Administración para su gestión y control, que parecen plantear interrogantes jurídicos que deben de ser despejados. Los lagos mineros son asimilables a obras hidráulicas, con ciertas particularidades y diferencias, principalmente jurídicas. Constituyen elementos para almacenar agua, que no tienen porque interceptar un curso fluvial y que tienen un carácter artificial por la creación del hueco como consecuencia del movimiento de tierra y de los desmontes necesarios para la extracción del mineral a cielo abierto. Al poder no interceptar o cerrar cursos naturales de agua, se sitúan en muchos casos fuera del dominio público hidráulico. En otros casos, como se ha puesto de manifiesto en la recuperación de la mina de As Pontes, se restituye el sistema hidrológico modificado por la explotación. En este trabajo se ha puesto de manifiesto que la Ley de Aguas incluye en el demanio hidráulico determinadas



pertenencias íntimamente relacionadas con las aguas, como los cauces de las corrientes naturales, los lechos de los lagos o lagunas, los embalses superficiales en cauces públicos, entre las cuáles es difícil encajar el supuesto del hueco minero que configura el vaso topográfico de almacenamiento del agua situado en predios particulares, en unos casos fuera del dominio público hidráulico estatal y, en otros, recomponiendo el sistema existente antes del comienzo de la explotación. Tampoco estas masas artificiales se contemplan en la extensa legislación de aguas, a excepción de lo previsto en la Instrucción para la Planificación Hidrológica. Por ello, a nuestro juicio, se aprecia una laguna legal en el tratamiento administrativo de estas masas de agua una vez creadas, similar al existente para las balsas y pequeños embalses, que entendemos puede subsanarse a través de la planificación hidrológica, incluyendo en ella el plan de usos priorizados y su gestión (previstos en el plan de restauración), y la identificación de los actos de clasificación administrativa necesarios para hacerlos efectivos, una vez desafectada la masa de agua de la actividad extractiva (cuando la Administración Minera haya autorizado el abandono definitivo de las labores).

El análisis realizado en el trabajo ha evidenciado, también, que existe una cierta descoordinación en la actuación de las administraciones que intervienen en el proceso de creación de un lago artificial en un hueco minero, y poca claridad en la interpretación del ámbito competencial de cada una de ellas. En base al análisis de los casos prácticos plasmados y ante la necesidad de integrar diferentes voluntades, actividades y necesidades en relación a los recursos naturales para una buena gestión de los mismos, se ha propuesto el reparto de competencias que se considera adecuado entre las diferentes autoridades implicadas en la gestión de las aguas de los paisajes postmineros se ha identificado el instrumento coordinador de las planificaciones (de recuperación ambiental e hidrológica) con su contenido, y se ha definido el proceso de formulación, autorización, puesta en marcha y finalización de este instrumento para la efectiva aplicación de la DMA a los lagos artificiales creados por la rehabilitación de las explotaciones mineras a cielo abierto.

Para finalizar, es importante resaltar que el éxito de aprovechar la oportunidad que ofrece la inundación de los huecos mineros para lograr la satisfacción de las demandas a la par de cumplir los objetivos ambientales establecidos por la DMA, requiere de una estrecha

colaboración, cooperación y coordinación entre las Administraciones Públicas y el sector privado, compromiso justo para devolver a la naturaleza parte de lo que nos ha dado.

## REFERENCIAS

**Aguilera A., Manrubia S. C., Gómez F., Rodríguez N. y Amils R.** 2006. *Eukaryotic community distribution and its relationship to water physicochemical parameters in an extremely acid environment. Río Tinto (Southwestern Spain)*. Appl. Environ Microb 72-8: 5325-5330.

**Almodóvar G. R., Sáez R., Pons J. M., Maestro A., Toscano M. y Pascual E.** 1998. *Geology and genesis of the Aznalcóllar massive sulphide deposits, Iberian Pyrite Belt, Spain*. Mineralium Deposita 33, 111-136.

**Alonso J. A. y Fernández J. R.** 2006. *Lago minero de Reocín*. Reunión científico-técnica sobre gestión y aprovechamiento del agua en el cierre de explotaciones mineras. Departamento de explotación y prospección de minas. Universidad de Oviedo.

**Allan J. D.** 1995. *Stream Ecology Structure and Function of Running Waters*. Chapman y Hall. London: 388 p.

**Alpers C. N. y Blowes D. W.** 1994. *Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation*. American Chemical Society, Washington, DC.

**Andrews, J. y Kinsman, D.** 1990. *Gravel Pit Restoration for Wildlife. A Practical Manual*. Ed. The Royal Society for de Protection of Birds, Berdfrdshire. 182 p.

**APHA.** 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA/AWWA/WPCF. Washington: 1268 p.

**Arias M. A., González R., Delgado J. L., Fernández A., Delgado J. y Juncosa R.** 2009. *Clausura e inundación de la Corta Minera de Meirama. Seguimiento de la calidad físico-química de las aguas*. Libro de Actas de la Conferencia Internacional de Minería Sostenible 09. Página 91. Publicado en La Coruña. Clave A.

**Ariño Ortiz y Gallego Anabitarte.** 1974. *Presentación y estudio introductorio*. En Kaiser (Dir) Planificación I, Estudios Jurídicos y Económicos. Madrid, Instituto de Estudios Administrativos.

**Arocena, R.** 1999. *Métodos en ecología de aguas continentales con ejemplos de limnología en Uruguay: morfología, óptica, calor, hidrodinámica y sedimento*. Universidad de la República de Uruguay. Ed. Rafael Arocena y Daniel Conde. 18-52.

**Bachmann T. M., Friese K. y Zachmann D. W.** 2001. *Redox and pH conditions in the water column and in the sediments of an acidic mining lake*. Journal of Geochemical Exploration. No. 73, p. 75-86.

**Berger W.** 1955. *Die Dichte natürlicher Wässer und die Konzentrationsstabilität in Seen*, Arch. Hydrobiol. Suppl. 22, p 286-294.

**Berger W.** 2000. *Untersuchung zu Stoffinventar und Stoffänderung durch Redoxreaktionen in Sedimenten des Niederlausitzer Braunkohlereviere-Quantifizierung von Immissionen in abstromige Grundwasser*. PhD-Thesis, Univ of Cottbus, 177 pp.

**Bird D. A., Lyons W. B. y Miller G. C.** 1994. *An assessmeny of hydrogeochemical computer codes applied to modelling post-mining pit water geochemistry*. In: Tailings and Mine Waste 94. Proceeding of the First International Conference, Fort Collins, CO. Balkema, Rotterdam, p 31-40.

**Birge E. A.** 1915. *The heat budgets of American and European lakes*. Trans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett. 18: 341-391.

**Böhrer B., Heidenreich H., Schimmele y Schultze M.** 1998. *Numerical prognosis for salinity profiles of future lakes in the opencast mine Merseburg-Ost*. Intern. J. Salt Lake Res. 7, 235-260.

**Boehrer, B., Schultze M., S. Liefold, G. Behlau, K. Rahn, S. Frimel, U. Kiwel, B. Kuehn, I. Brookland y O. Büttner.** 2003. *Stratification of mining Lake Goitsche during flooding with river water*. P. 223-231. In: Tailings and Mine Waste '03. Swets and Zeitlinger, Lisse.

**Boehrer B. y Stevens C.** 2005. *Ray waves in a pit lake*. Geophys. Res. Lett, 32 (24).

**Boehrer B., Kiwel U., Rahn K. y Schultze M.** 2006. *Deep recirculation inhibited by freshwater introduction to meromictic salt lakes (submitted)*.

**Boehrer B. y Schultze M.** 2006. *On the relevance of meromixis in mine pit lakes*. Proceedins of the 7<sup>th</sup> ICARD.

**Boliden.** 1975. *Tillstånd till verksamheten vid anrikningsverket i Kristineberg samt vid Kristinebergsgruvan, Rävliomyrgruvan, Rävliengruvan, Rävliengruvan, Kimhedengruvan och Näslidengruvan (in Swedish)*. Boliden Mineral AB, SE-936 81 Bolidenm Sweden.

**Both, J., Kaden, S., Nillert, P. y Sames, D.** 1990. *The program system GEOFIM for digital simulation of water movement and transport. Groundwater monitoring and management*. Proc of the Dresden Symp, March 1987, 203-211.

**Bowell R.** 2006. *Mine pit lakes*. Reunión científico-técnica sobre gestión y aprovechamiento del agua en el cierre de explotaciones mineras. Dpto. de explotación y prospección de minas. Universidad de Oviedo.

**Brassard P., Rosa F. y Mudroch A.** 1994. *Disposal of acid drainage generatin mine tailings in lakes man-made reservoirs. Environmental Tecnology*. No. 17 (10), p. 1059-1069.

**Braungardt C. B., Achterberg E. P., Elbaz-Poulichet F. y Morley, N. H.** 2003. *Metal geochemistry in a mine-polluted estuarine system in Spain*. Appl Geochem 18: 1757-1771.

**Breckenridge L., Hudson A., Brown P. y Henderson M.** 2005. *Hydrogeologic investigation of the Gold Reserve Incorporated Brisas del Cuyuni Concession in Southeast Venezuela*. J. Loredo and F. Pendás (edis.). Proc. 9th International Mine Water Association Congress (Oviedo, Spain, September 5-7, 2005), Dept. Explotación y prospección de Minas, Univ. of Oviedo on behalf of the Intern. Mine Water Association, Oviedo, Spain. pp 459-465.

**Brenner J.** 1997. *Estimación de batimetría utilizando multiespectrales; caso de estudio Laguna La Nacha, Tamaulipas*. Tesis. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey.

**Bros Miranda M. T.** 2006. *Utilización de sistemas pasivos para mejorar la calidad de las aguas en lagos mineros. Aplicación a un caso de estudio*. Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas. Departamento de Explotación y Prospección de Minas. 229 p.

**Camacho, A.** 2010. *Estado de conservación vs estado ecológico de los ecosistemas lénticos epicontinentales en España: Algunas sinergias y obstáculos en la aplicación de las Directivas Marco del Agua y Hábitats*. Universidad de Valencia y Asociación Ibérica de Limnología.

**Campbell R. S. y Lind O. T.** 1969. *Water quality and aging of strip – mine lakes*. J. Water Pollut Control Fed. No. 41, p. 1943-1955.

**Cañón J. E.** 2001. *Modelos de lagos*. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Colombia.

**Carballeira A., Devesa C., Retuerta R., Santillán E. y Ucieda F.** 1983. *Bioclimatología de Galicia*. Ed. Fundación Pedro Barrié De La Maza, Conde de FENOSA, La Coruña. 143 pp.

**Carlson R. E.** 1977. *A trophic state index for lakes*. Limnol. Oceanogr. 22: 361-369.

**Carpenter J. H.** 1964. *The accuracy of the winkler method for dissolved oxygen analysis*. Limnol. Oceanogr. 10:135-140.

**Castro J.M. y Moore J.N.** 2000. *Pit lakes: their characteristics and the potencial for their remediation*. Environmental Geology 39, 1254-1260.

**CEDEX.** 2009. *"Actualización de los ecotipos en las masas de agua superficiales y asistencia técnica en el diseño del sistema de clasificación del estado ecológico, condiciones de referencia y establecimiento de clases ecológicas: ríos, lagos y embalses"*. Informe técnico para el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

**Chalar G., De León L., De León R., Fabián D. y Gorga J.** 1993. *Evaluación de la eutrofización del embalse de Salto Grande*. Informe final CTM Salto Grande - Facultad de Ciencias: 30 p.

**Chang J.V.** 2005. *Curso de limnología. Capítulo 2*. Escuela Técnica Superior Politécnica del Litoral. Facultad de Ingeniería Marítima y Ciencias del Mar. Ecuador.

**Coche A.G.** 1974. *Limnological study of a tropical reservoir*. En Balon EK & AG Coche (eds.) Lake Kariba: A man-made tropical ecosystem in Central Africa. Junk Publ. The Hague: 1-247.

**Colaruso L. A., Chermark J. A., Priscu J. C. y Miller F. K.** 2003. *Modelling pit lake water column stability using Ce-Qual-W2*. p 213-222. In: Tailings and Mine Water 03. Swets and Zeitlinger, Lisse.

**Cole G.A.** 1975. *Textbook of limnology*. The C.V. Mosby Co., Saint Louis, 283 p.

**Conde D. y Gorga J.** 1999. *Métodos en ecología de aguas continentales con ejemplos de limnología en Uruguay: gases disueltos, material disuelto y en suspensión, composición iónica, carbono, nitrógeno, fósforo y azufre*. Universidad de la República de Uruguay. Ed. Rafael Arocena y Daniel Conde. 53-96.

**Cramps S. y Simmons K.E.L.** 1977. *Handbook of the Birds of the Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Vol. I: Ostrich to Ducks*. Oxford University Press. Oxford.

**Cramps S. y Simmons K.E.L.** 1983. *Handbook of the Birds of the Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Vol. III: Waders to Gulls*. Oxford University Press. Oxford.

**Dantin J.** 1942. *Regiones naturales de España. Tomo I*. C.S.I.C., Instituto Juan Sebastián Elcano, Madrid.

**Davis A. y Ashenberg D.** 1989. *The aqueous geochemistry of the Bekerly Pit, Butte, Montana, USA*. Appl Geochem 4: 23-36.

**Davis A., Kempton J. H., Nicholson A., Moomaw C., Travers C. y Zimmerman C.** 1993. *Predicting future pit lake chemistry at an active gold mine*. Ground Water Manage 15: 695-697.

**Del Don C., K.W. Hanselmann, R. Peduzzi y R. Bachofen.** 2001. *The meromictic alpine Lake Cadagno: Orographical and biogeochemical description*. Aquat. Sci. 63, 70-90.

**Delgado J.** 2006. *Características del futuro lago que se formará en la corta de Meirama*. Reunión Científico-Técnica. Dpto. de Explotación y Prospección de Minas, Universidad de Oviedo.

**Delgado J., Juncosa R., Padilla F., Rodriguez-Vellando P. y Delgado J. L.** 2008a. *Modelización predictiva de la calidad química de las aguas del futuro lago de Meirama (Cerdeza, La Coruña)*. Macla. Revista de la Sociedad Española de Mineralogía. ISSN: 1825-7264. 122-125. Clave A.

**Delgado J., Juncosa R., Rodriguez-Vellando P., Padilla F., Vázquez A., Hernández H. y Delgado J. L.** 2008b. *Consideraciones al proyecto de llenado de la mina de Meirama desde la perspectiva de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE*. Informe técnico LIMEISA, volumen 109, clave S.

**Delgado J., Juncosa R., Vázquez A., Falcón I., Canal J., Hernández H., Padilla F., Rodriguez-Vellando P. y Delgado J. L.** 2008c. *Hydrochemical characteristics of the natural waters associated with the flooding of the Meirama open pit (A Coruña, NW Spain)*. ISSN: 0026-461X. Mineral Magazine. Journal of mineral sciences, 72 (1). 107-111. Clave A.

**Delgado J., Juncosa R., Vázquez A., Padilla F., Rodriguez-Vellando P., Hernández H. y Fernández S.** 2008d. *Water quality assessment in the restoration of the Meirama Open pit Mine, NW Spain. Part I. Hydrochemistry*. ISBN: 978-960-474-001-7. Environment and geological science and engineering. Editorial: Taylor and Francis, 9. 58-63. Clave A.

**Delgado J. y Juncosa, R.** 2010. *Modelización de la calidad química del agua del futuro lago minero de Corta Cervantes Este (Peñarroya-Córdoba)*. Informe elaborado para ENCASUR-ENDESA por el Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, GEAMA, de la Universidad de A Coruña.

**Delgado J., Juncosa R., Vázquez A., Fernández A. y González R.** 2010. *Evolución Química de la Superficie del Lago de Meirama tras dos años de Inundación Controlada*. Revista de la Sociedad Española de Mineralogía, 13, 77-78.

**Delgado J., García D. y Juncosa R.** 2011a. *Modelización de la respuesta de la calidad química del lago de As Pontes de García Rodríguez frente al aporte de aguas de la escombrera exterior*.

**Delgado J., Juncosa R., González R. y Fernández, A.** 2011b. *Fenómenos transitorios asociados a la formación del lago minero de Meirama (La Coruña, España)*. Boletín Geológico y Minero, 122 (2): 247-258. ISSN: 0366-0176.

**Delgado J.** 2012. *El reto de la minería moderna. La Voz de Galicia (edición general. 24 de diciembre)*.

**Deneke R.** 2000. *Review on rotifers and crustaceans in highly acidic environments of pH-values= 3*. Hydrobiologia 433, 167-172.



- Denimal S., Bertrand C., Mudry J., Paquette Y., Hochart M. y Steinmann M.** 2005. *Evolution of the aqueous geochemistry of mine pit lakes.- Blanzky-Montceau-Les-Mines coal basin (Massif Central, France): origin of sulphate contents; effects of stratification on water quality.* Appl. Geochem. 20, 825-839.
- Dessouki T.C.E., Hudson J.J., Neal B.R. y Bogard M.J.** 2005. *The effects of phosphorus additions on the sedimentation of contaminants in a uranium mine pit lake.* Water Research 39, 3055-3061.
- Dinar A., Seidl P., Olem H., Jorden, V., Duda, A. y Johnson, R.** 1995. *Restoring and protecting the world's lakes and reservoirs.* World Bank Technical Paper Number 289, Washington, D.C., 85 p.
- Dokulil M.** 1984. *Physical limnology of lakes.* Lecture notes for the Limnology Post-graduate Course. Austria: 68 p.
- Doupe, R.G. y Lymery A. J.** 2005. *Environmental risks associated with beneficial end use of mine lakes in southwestern Australia.* Mine Water and the Environment 24, 134-138.
- Downing J. A.** 1984. *Sampling the benthos of standing water.* En Downing JA y FH Rigler: *A Manual on methods of the assessment of secondary productivity in fresh waters.* IBP Handbook 17. Blackwell Sci. Oxford: 87-130.
- Doyle G.A. y Runnells D.** 1997. *Physical limnology of existing mine pit lakes.* Min Eng 49:76-80. p.
- Eary, L.E.** 1999. *Geothermal and equilibrium trends in mine pit lakes.* Appl. Geochem. 14, 963-987.
- EC (European Community).** 2000. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.* Official J. Eur. Commun. L327/1.
- Ehrlich H.L.** 2002. *Geomicrobiology.* 4<sup>th</sup> edn. Marcel Dekker, Inc., NY. p 768.
- ENDESA.** 2012. *Informe de control y seguimiento de la calidad del lago de As Pontes.*
- EPA.** 2000. *Nutrient criteria, Technical Guidance Manual Lakes and Reservoirs. First Edition.* Environment protection agency of United States.

**Estrela Monreal, T.** 2007. El proceso de planificación en las demarcaciones hidrográficas. Una visión global. I.T.N.: 80-2007.

**Fanlo A.** 2001. *La gestión del agua en España: experiencias pasadas, retos futuros*. Lección inaugural de apertura del curso académico 2001-2002 de la Universidad de La Rioja.

**Fernández J.R., Alonso J.A. y De Miguel, J.** 2009. *El cierre de la mina de Reocín. Oportunidades de futuro*. I Conferencia Internacional Minería Sostenible 09. Libro de actas, 551-561.

**Fernández M., Fernández A., Fernández G. y Fernández, J.R.** 2011a. *La desecación de la laguna de Antela*. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles nº 57. p: 295-312.

**Fernández S., Vázquez A., Delgado J. y Juncosa R.** 2011b. *Evolución de la Estratificación en el Lago Minero de Meirama (A Coruña, España) durante su Proceso de Llenado*. Revista de la Sociedad Española de Mineralogía, 15, 83-84.

**Findenegg I.** 1933. *Alpenseen ohne Vollzirkulation*. Intern. Rev. Ges. Hydrobiol. Hydrograph. 28, 295-311.

**Findenegg I.** 1935. *Limnologische Untersuchungen in Kärtener Seengebieten*. Intern. Rev. Ges. Hydrobiol. Hydrograph. 32, 369-423.

**Fisher R. y Guderitz T.** 1996. *Concepts of chemical and biological remediation of acidic, iron-containing lakes in mining areas*. Wiss Z Tech Univ. Dresden. No 45, p. 85-89.

**Fisher T.S.R. y Lawrence G.A.** 2000. *Observations at the upper halocline of the Island Copper Pit Lake*. p. 413-418. In: Lawrence, G. A., Pieters R. and Yonemitsu N. (eds): Fifth International Symposium on Stratified Flows, 10-13. July 2000, Vancouver, British Columbia. Department of Civil Engineering, University of British Columbia, Vancouver.

**Fisher T.S.** 2002. *Limnology of the meromictic Island Copper Mine pit lake*. Tesis doctoral. University of British Columbia, Vancouver, Canada. Inédita.

**Fontaine R.C., Davis A. y Fennemore G.G.** 2003. *The comprehensive realistic yearly pit transient infilling code (CRYPTIC): a novel pit lake analytical solution*. Mine Water Environ 22: 187-193.

**Franquet B.** 2001. *Con el agua al cuello. 55 respuestas al Plan Hidrológico Nacional*. Littera. Barcelona.

**Frömmichen R., Kellner S y Friese K.** 2003. *Sediment conditioning with organic and/or inorganic carbon sources as a first step in alkalinity generation of acid mine pit lake water (pH 2-3)*. Environ. Sci. Technol. 37, 1414-1421.

**Frömmichen R., Wendt-Potthoff K., Friese K y Fisher R.** 2004. *Microcosm studies for neutralization of hypolimnic acid mine pit lake water (pH 2,6)*. Environ. Sci. Technol. 38, 1877-1887.

**Fyson A., Nixdorf B., Kalin M. y Steinberg C. E. W.** 1998. *Mesocosm studies to assess acidity removal from acidic mine lakes through controlled eutropication*. Ecological Engineering. No. 10, p. 229-245.

**Gammons C.H., Wood S.A., Jonas J.P. y Madison J.P.** 2003. *Geochemistry of the rare-earth elements and uranium in the acidic Berkeley Pit lake, Butte, Montana*. Chem. Geol. 198, 269-288.

**Gannon J., Wielinga B., Moore J.M., Policastro P., Mcadoo D. y Meikle T.** 1996. *Field investigations of the sulfatereducing potential in the summer Cap Pit lake*. Bitterroot Consultants, 12p.

**García Cortés A.** 2006. *Minería y desarrollo sostenible*. Instituto Geológico y Minero de España.

**García Matos I.** 2009. *La planificación de la minería en la Unión Europea. Aproximación al caso español*. Conferencia Internacional Minería Sostenible 09. Santiago de Compostela. Libro de actas. 459-467.

**Geider R. J. y Osborne B. A.** 1992. *Algal photosynthesis. Chapman y may*. N. Y.: 256.

**Geller W., Klapper H. y Schultze M.** 1998. *Natural and anthropogenic acidification of lakes*. In: Geller W., Klapper H., Salomons W. (Eds). Acidic Mining Lakes. Springer-Verlag, Berlin, p. 3-14.

**Geller W., Friese K., Herzsprung P., Kringel R. y Schultze M.** 2000. *Limnology of sulphur-acidic lignite mining lakes II: Chemical main constituents and buffering system*. Verh. Inter. Verein. Limnol. 27, 2475-2479.

**Gerke H.H., Molson J.W. y Frind E.** 1998. *Modeling the effect of chemical heterogeneity on acidification and solute leaching in overburden mine spoils*. J. Hydrol, Special Issue: Reactive transport modeling, 166-185.

**Gil A. y Aréchaga F.** 2009. *La escombrera exterior de la mina de As Pontes: un ecosistema rico y diverso en constante transformación*. I Conferencia Internacional Minería Sostenible 09. Santiago de Compostela. Libro de actas, 573-584.

**Gilbert O., De Pablo J., Cortina J. L. y Ayora C.** 2004. *Chemical characterisation of natural organic substrates for biological mitigation of acid mine drainage*. Water Research. No 38, p. 4186-4196.

**Glombitza F.** 2001. *Treatment of acid lignite mine flooding water by means of microbial sulphate reduction*. Waste Management 21, 197-203.

**Golder Associates Ltd.** 2002. *Mina de Meirama. Investigaciones para el cierre. Calidad del agua del lago*. Informe confidencial Lignitos de Meirama, S. A. (LIMEISA).

**Golterman H.L., Clymo R.A. y M.A.M. Onstan.** 1978. *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*. IBP Handbook 8. Blackwell Sci. Oxford: 214.

**González J.C.** 2011. *Autorizaciones de vertido de aguas residuales industriales al dominio público hidráulico*. Confederación Hidrográfica del Segura. Comisaría de Aguas.

**González de Infante A.** 1988. *El plancton de las aguas continentales*. Monografías de OEA. Serie Biología nº 33.

**González-Toril E., Llobet-Brossa E., Casamayor E. O., Amann R. y Amils R.** 2003. *Microbial ecology of an extreme acidic environment, the Tinto river*. Appl. Environ Microbiol 6: 4853-4865.

**González S. y Villarino A.** 2001. *Recuperación ambiental integral da Limia. Unha utopía necesaria.....e posible!*. Paspallás, Boln. Divulgación Sociedade Galega de Historia Natural nº 42, 24 pp.

**González S. y Villarino A.** 2003. *Recuperación ambiental integral da Limia. Unha utopía necesaria.....e posible!* Lethes 4, 119-151.

**Gran G.** 1952. *Determination of the equivalence point in photometric titrations. Part II.* Analyst. 77: 661-671.

**Gustaffsson, H. E., T., L., M., L., Lindahl, L. A., Eriksson, N., Jönsson, H., Broman, P. G. and Göransson, T.** 1999. The Swedish acid mine drainage experience: Research, development and practice. In: Azcue, J. M. (Editor). *Environmental Impacts of Mining Activities: Emphasis on Mitigation and Remedial Measures.* Springer-Verlag. Berlin, Germany, pp. 203-228.

**Häkanson L. y Jansson M.** 1983. *Principles of lake sedimentology.* Springer-Verlag. Berlin: 316 p.

**Halbwachs M., J.C. Sabroux, J. Grangeon, G. Kayser, J.C. Tochon-Danguy, A. Felix, J.C. Beard, A. Vilevielle, C. Vitter, P. Richon, A. Wilest y J. Hell.** 2004. *Degassing the "Killer Lakes".* Nyos and Monoun, Cameroon. EOS 85, 281-284.

**Hamblin K.** 1996. *Earth&acute: Dynamic systems.* Sixth edition. Editorial Macmillan. E. U.

**Hamblin P.F., Stevens C.L. y Lawrence G.A.** 1997. *Vertical transport in Brenda Mines pit lake.* p. 367-383. In: Proceedings of the Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, May 31-June 6, 1997, Vancouver, B. C. Canadá.

**Hamblin P.F., Stevens C.L. y Lawrence G.A.** 1999. *Simulation of vertical transport in mining pit lake.* J. Hydraul. Eng. 125, 1029-1038.

**Henry R. y FAR Barbosa.** 1989. *Thermal structure, heat content and stability of two lakes in The National Park of Rio Doce Valley (Minas Gerais, Brazil).* Hidrobiología 171: 189-199.

**Hernández, J. M.** 1994. *La planificación hidrológica en España.* Revista de estudios agro-sociales Núm 167.

**Hernández-Mora N., Ferrer G., La Calle A., La Roca F., Del Moral L. y Prat N.** 2010. *La planificación hidrológica y la Directiva Marco del Agua en España: Estado de la Cuestión.* Observatorio Seguimiento DMA, Fundación Nueva Cultura del Agua. Ciclo de seminarios: Los

nuevos planes de gestión de cuenca según la DMA. Observatorio del Agua de la Fundación Marcelino Botín. 23 de noviembre de 2010.

**Höhna U.** 2004. *Experiencias sobre el saneamiento de minas a cielo abierto en la Cuenca lignitífera de la Lusacia Vattenfall Europe Mining AG.* I Encuentro Internacional de expertos en recuperación ambiental de minería de lignito. Santiago de Compostela.

**Hutchinson G.E. y Löffler H.** 1956. *The thermal classification of lakes.* Proc. Nat. Acad. Sci. 42: 84-86.

**Hutchinson G.E.** 1957. *A treatise on limnology. Vol. I. Geography, Physics and Chemistry.* J. Wiley and sons, New York: 1015 p.

**Iglesias G. y Dopico J.A.** 2009. *La ordenación de los recursos minerales: un análisis de economía ambiental.* Conferencia Internacional de Minería Sostenible 09. Santiago de Compostela. Libro de actas, 485-494.

**I.G.M.E.** 2005. *Estudio y modelización geoquímica de las aguas ácidas del lago minero de la corta de Aznalcóllar.* 44.

**I.G.M.E.** 2008. *Cortas inundadas de la Faja Pirítica: Inventario de hidroquímica. Memoria final de proyecto.* Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de Ciencia e Innovación, Madrid, Spain, 281 pp.

**Jellison R., Romero J. y Melak J.M.** 1998. *The onset of meromixis during restoration of Mono Lake, California. Unintended consequences of reducing water diversions.* Limnol. Oceanogr. 43, 706-711.

**Jiménez de Castro W.** 1980. *Análisis del proceso de planificación racional.* Publicado por Presidencia de la República. Oficina de Planificación Nacional y Política Económica en San José, Costa Rica.

**Jolánkai G.** 1992. *Hydrological, chemical and biological processes of contaminant transformation and transport in river and lake system. A state of the art Report.* Technical Documents in Hydrology. UNESCO, París. Francia.

**Jonas J.** 2000. *Current Seasonal limnology of the Berkeley Pit-Lake*. p. 359-366. In: Proceedings Fifth International Conference on Acid Rock Drainage. Society of Mining, Metallurgy and Explotation (SME), Littelton.

**Jonas J.** 2002. *Pit lake Overview*. US. EPA. Technical Support Project. Denver. Colorado.

**Jones J. y Lee G.F.** 1983. *Eutrophication Modeling for Water Quality Management: An Update of the Vollenweider-OECD Model*. Department of Civil and Enviromental Engineering. New Jersey Institute of technology. Network, New Jersey, E. U.

**Julivert M., Fontboté J.M., Ribeiro A. y Nabais-Conde L.E.** 1972. *Mapa tectónico de la Península Ibérica y Baleares 1: 1000.000*. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.

**Juncosa R., Delgado J., Vellando P., Padilla F., Vázquez A., Hernández H., Fernández, S.** 2008a. *Water Quality Assessment in the Restoration of the Meirama Open Pit Mine, NW Spain. Part I. Hydrochemistry*. Enviroment and Geoscience. A. De Santis *et al.*, (eds.). WSEAS Press, Atenas, 58-63.

**Juncosa R., Delgado J., Vellando P., Padilla F., Vázquez A., Hernández H., Fernández Bogó S.** 2008b. *Water Quality Assessment in the Restoration of the Meirama Open Pit Mine, NW Spain. Part II. After-Flooding Assessment*. Env. Enviroment and Geoscience. A. De Santis *et al.*, (eds.). WSEAS Press, Atenas, 64-69.

**Juncosa R., Delgado J., Fernández S., Mohamed M. y Canal J.** 2008c. *Estudio hidrológico e hidroquímico de la cuenca de recepción del río Castro en Vimianzo*. Informe elaborado para CAVISA por el Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, GEAMA, de la Universidad de A Coruña.

**Juncosa R., Delgado J., Maldonado I. y Canal J.** 2009. *Análisis de la influencia hidrogeológica de las escombreras exterior e interior sobre el lago minero de As Pontes (La Coruña)*.

**Juncosa R. y Delgado J.** 2010a. *Consideraciones a la documentación requerida por el Servicio de Conservación de la Naturaleza de Lugo con respecto al plan de restauración de las labores del año 2010 de la concesión minera "Villalba I" nº 5511*. Informe elaborado para ERIMSA por el Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, GEAMA, de la Universidad de A Coruña.

**Juncosa R. y Delgado J.** 2010b. *Modelo hidrológico de subcuenca del arroyo La Parrilla. Estimación de aportaciones para el llenado del hueco minero Cervantes Este (Peñarroya-Córdoba)*. Informe elaborado para ENCASUR-ENDESA por el Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, GEAMA, de la Universidad de A Coruña.

**Kaiser.** 1974. *Planificación I: Estudios Jurídicos y Económicos*. Madrid. Instituto de Estudios Administrativos.

**Kalff J.** 2002. *Limnology*. Prentice Hall, New York, 592 pp.

**Karakas G., Brookland I. y Boehrer B.** 2003. *Physikal characteristics of Acidic Mining Lake 111*. *Aquat. Sci.* 65, 297-307.

**Klapper H. y Schultze M.** 1995. *Geogenically acidified mining lakes-living conditions and possibilities of restoration*. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 80, 639-653.

**Klapper H., Friese K., Scharf B., Schimmele M. y Schultze M.** 1998. *Ways of controlling acid by ecotechnology*. P. 401-418. In: Geller W., Klapper y W. Salomons (eds.): *Acidic mining lakes-acid mine drainage, limnology and reclamation*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

**Klapper H. y Geller, W.** 2001. *Water quality management of mining lakes-a new field of applied hydrobiology*. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, 29 (6-7): 363-374.

**Krüger B., Kadler A. y Fisher M.** 2002. *The creation of post mining landscapes of lignite mining in the New Federal States*. *Surface Mining-Braunkohle and other minerals* 54, 161-169.

**Labough J., Winter T., Rosenberry D. y Schuster P.** 1997. *Hydrological and Chemical Estimates of the Water Balance of a Closed Basin Lake in North Central Minnesota*. En: *Water Resources Research*, Vol. 33, No 12, pp: 2799 a 2812. Diciembre.

**Lagos L., Villarino A. y Bárcena F.** 2009. *Las areneras de A Limia: luces y sombras en la recuperación de un ecosistema desaparecido*. Conferencia Internacional Minería Sostenible 09. Santiago de Compostela (Spain). Libro de actas, 631-642.

**Lawa.** 1998. *Gewässerbewertung-stehende Gewässer*.



**Lee G., Bigham, J.M., y Faure G.** 2002. *Removal of trace metals by coprecipitation with Fe, Al and Mn from natural waters contaminated with acid mine drainage in the ducktown Mining District, Tennessee.* Applied Geochemistry, 17:569-581.

**Lessmann D. y Nixdorf B.** 1997. *Charakterisierung und Klassifizierung von Tagebauseen der Lausitz anhand morphometrischer Kriterien, physikalisch-chemischer Parameter und der Phytoplanktonbesiedlung.* BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5 (97). 9-18.

**Lessmann D. y Nixdorf B.** 2000. *Acidification control of phytoplankton diversity, spatial distribution and trophy in mining lakes.* Verh. Internat. Verein. Limnol. 27, 2208-2211.

**Lessmann D. y Nixdorf B.** 2002. *Seasonal succession of phytoplankton in acidic mining lakes.* Verh. Internat. Verein. Limnol. 28, 1597-1601.

**Lessmann D., Uhlmann W., Grünwald U. y Nixford B.** 2003. *Sustainability of the flooding of lignite mining lakes as a remediation technique against acidification in the Lusatian mining district, Germany.* P.521-527. En: Farrell, T. y G. Taylor (eds.): Sixth International Conference on Acid Rock Drainage, 14-17 July 2003, Cairns, Queensland, The Australian Institute of Mining and Metallurgy Publication Series No. 3/2003. The Australian Institute of Mining and Metallurgy, Carlton Victoria.

**Levy D.B., Custis K.H., Casey W.H. y Rock P.A.** 1996. *Geochemistry and physical limnology of an acidic pit lake.* In: Tailings and Mine Waste 96, Proceedings of the Third International Conference, Fort Collins, CO. Balkema, Rotterdam, pp 479-489.

**Levy D.B., Custis K.H., Casey W.H. y Rock P.A.** 1997. *The aqueous geochemistry of the abandoned Spenceville Copper Pit, Nevada Country, California.* J. Environ. Qual. No 26 (1), 233-243.

**Lewis W.** 1983. *A revised classification of lakes based on mixing.* Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1779-1787.

**Lewis N.M., Wangerud K.W., Park B.T., Fundingsland S.D. y Jonas J.P.** 2003. *Status of in situ treatment of Anchor Hill Pitt lake, Gilt Edge Mine Superfund site, South Dakota, USA.* p. 779-788. In: Farrell, T. and G. Taylor (eds): Sixth International Conference on Acid Rock Drainage, 14-17 July 2003, Cairns, Queensland, The Australian Institute of Mining and Metallurgy, Carlton Victoria.

**Loop C.M., Scheetz B.E. y White W.H.** 2003. *Geochemical evolution of a surface mine lake with alkaline ash addition: Field observations vs. laboratory predictions.* Mine Water and the Environment 22, 206-213.

**López-Archilla A.J. y Amils R.** 1999. *A comparative ecological study of two acidica Rivers in Southwestern Spain.* Microbial Ecol 38: 146-156.

**López-Archilla A.J., Marín I. y Amils R.** 2001. *Microbial community composition and ecology of an acidic aquatic environment: the Tinto river, Spain.* Microbial Ecol 41 (1): 20-35.

**López Pamo E., Sánchez España J., Reyes Andrés J. y Martín Rubí J. A.** 2008. *Asesoría técnico-científica por parte del IGME para Asturiana de Zinc S. A. (Xstrata zinc) en la corta minera inundada de Reocín (Cantabria).*

**Lu M.** 2002. *Aqueous Geochemistry of Pit-Lakes-two Cases Studies at Rävliidmyran and Udden, Sweden.* Licentiate, ISSN: 1402-1757, ISRN: LTU-LIC-02/59-SE Thesis. Lulea, University of Technology.

**Lu M., Carlsson E. y Öhlander B.** 2003. *Limnological and geochemical comparisons of two sulphide mine pit lakes.* p. 201-212. In: Tailings and Mine Waste '03. Swets & Zeitlinger, Lisse.

**Lu M.** 2004. *Pit lakes from sulphide ore mining, geochemical and limnological characterization before treatment, after limning and sewage sludge treatment.* PhD-thesis, Lulea University of Technology. Lulea (Sweden).

**Lua.** 1995. *Wassebeschaffenheit in Tagebaurestseen.* Studien und Tagungsberichte, Band 6, 86 S.

**Lyons W. B., G.A. Doyle, R.C. Peterson y E.E. Swanson.** 1994. *The limnology of future pit lakes in Nevada: The important of shape.* P. 245-248. In: Tailings and Mine Waste '03. Swets & Zeitlinger, Lisse.

**Madison J.P., Gammons C.H., Poulson S.R. y Jonas J.P.** 2003. *Oxidation of pyrite by ferric iron in the acidic Berkeley pit lake, Montana, USA.* Farrel, T. and G.Taylor (eds): Sixth International Conference on Acid Rock Drainage, 14-17 july 2003. p. 1073-1078.

**Madoz P.** 1847. *Diccionario geográfico-estadístico-histórico de España y sus posesiones en ultramar. Vol. VIII y X.* Madrid.

**Maiss H., Walz V., Zimmermann M., Ilmberger J., Kinzelbach W. y Glässer W.** 1998. *Experimentelle Tracerstudien und Modellierungen von Austauschprozessen in einem meromiktischen Restsee (Hufeisensee).* UFZ-Bericht 1/1998. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig.

**Maldonado A.** 1977. *Estudio geológico-geofísico del surco Baldayo-Meirama-Boimil.* Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, 255 pp.

**Marcano.** 2005. *Ecología y educación ambiental.*

**Margalef R., Planas A., Armengol J., Vidal A., Prat N., Guiset A., Tija J. y Estrada M.** 1976. *Limnología de los embalses españoles.* Dirección General de Obras Públicas, No 123. Ministerio de Obras Públicas, Madrid 422+ Tablas.

**Margalef R.** 1982. *Ecología.* Ed. Omega, Barcelona.

**Margalef R.** 1983. *Limnología.* Ed. Omega, Barcelona.

**Martin A.J., Crusius J., Mcnee J.J., Whittle P., Pieters R. y Pedersen T.F.** 2003a. *Field-scale assessment of bioremediation strategies for two pit lakes using limnocorrals.* P. 529-539. En: Farrell, T. y G. Taylor (eds.): Sixth International Conference on Acid Rock Drainage, 14-17 July 2003, Cairns Queensland, The Australian Institute of Mining and Metallurgy Publication Series Nº 3/2003. The Australian Institute of Mining and Metallurgy, Carlton Victoria.

**Martin A. J., Pedersen T.F., Crusius J., Mcnee J.J. y Yanful E.K.** 2003b. *Mechanisms of metal release front subaqueous mine waste at circum-neutral pH- Examples from four cases Studies.* P. 297-306. In: Farrell, T. y G. Taylor (eds.): Sixth International Conference on Acid Rock Drainage, 14-17 July 2003, Cairns Queensland, The Australian Institute of Mining and Metallurgy Publication Series Nº 3/2003. The Australian Institute of Mining and Metallurgy, Carlton Victoria.

**Martin A.J. y Pedersen T.F.** 2004. *Alteration to lake trophic status as a means to control arsenic mobility in a mine-impacted lake.* Water Research, 38, 4415-4423.

**Martín-Retortillo, S.** 1988. *Derecho administrativo Económico I*. Madrid. La Ley. pp 326-339.

**Martínez A., Castillo F., Pérez A., Valcárcel M. y Blanco R.** 1999. *Atlas climático de Galicia*. Ed. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela. 207 pp.

**Martínez López G., Camacho A., Toro Velasco M., Muñoz Briongos B. y Alonso Tejedor M.E.** 2010. *Incorporación de lagos y zonas húmedas presentes en sitios Ramsar como masas de agua de la categoría lago según la Directiva Marco del agua*. Informe sobre implementación de la Directiva Marco. Ministerio de Medio Ambiente. Ministerio de Fomento. CEDEX

**McCullough C.D., Lund M.A. y J.M. May.** 2006. *Microcosm testing pf municipal sewage and green waste for full-scale remediation of acid coal pit lake, in semiarid tropical Australia*. 7<sup>th</sup> ICARD, March 26-30, 2006, St. Louis MO. Published by ASMR, 3134 Montavesta Rd., Lexington, KY 40502.

**McNee J.J., Crusius J., Martin A.J., Whittle P., Pieters R. y Pedersen T.F.** 2003. *The physical, Chemicals and biological dynamics in two contrasting pit lakes: Implications for pit lake bioremediation*. p. 550-564. En: G. SSpiers, P. Beckett y H. Conroy (eds.): Proceedings of the Sudbury 2003. Mining and the Environment, Sudbury, Ontario (Canadá), 25-28.05.2003. Laurentian University Sudbary.

**Menéndez J.A., Aréchaga F. y Gil A.** 2009. *El lago de As Pontes: la solución ambiental para un gran hueco minero*. Conferencia Internacional Minería Sostenible '09. Santiago de Compostela (Spain). Libro de actas, 735-748.

**Mijares M.J.** 2008. *Directiva Marco del Agua*. Industria y Minería. No 376, septiembre 2008. p. 28-38.

**Mijares M.J.** 2009. *La restauración minera desde la perspectiva de la Directiva Marco del Agua*. Conferencia Internacional Minería Sostenible '09. Santiago de Compostela (Spain). Libro de Actas, p. 749-756.

**Miller G.C., Lyons W.B. y Davis A.** 1996. *Understanding the water quality of pit lakes*. Environ. Sci. Techn. 30. 118A-123A.

**MiMi.** 2001. *Programme Plan for the Period 2002-2003: Mitigation of the Environmental Impact from Mining Waste.* MiMi Print, Lulcá. ISBN: 91-89350-17-0, ISSN: 1403-9478.

**Moore E.W.** 1939. *Graphic determination of the carbon dioxide and the three forms of alkalinity.* J. Amer. Water Works Ass. 31:51

**Moss B.** 1980. *Ecology of fresh waters.* Blackwell Sci. Oxford: 332.

**Muggli D.L., Pelletier C.A., Poling G.W. y Schawamberger E.C.** 2000. *Injected ARD plume behaviour in a pit lake utilizing in situ dye studies.* p. 305-318. In: Proceedings Fifth International Conference on Acid Rock Drainage. Society of Mining, Metallurgy and Exploration (SME), Littleton.

**Murphy W.M.** 1997. *Are pit lakes susceptible to limnic eruptions.* p. 543-547. In: Tailing and Mine Waste '97. Balkema, Rotterdam.

**Naturvårdsverket.** 1998. *Gruvavfall-Miljöeffekter och behov av åtgärder.* Rapport 4948 (in Swedish), Naturvårdsverket, Stockholm, Swedn.

**Naumann E.** 1931. *Limnologische Terminology.* Urban y Schwarzenberg. Berlin 776.

**Nixdorf B., Mischke U. y Lessmann D.** 1998a. *Chrysophytes and chlamydomonads: pioneer colonist in extremely acidic mining lakes (pH<3) in Lusatia (Germany).* Hydrobiología 369/370, 315-327.

**Nixdorf B., Mischke U. y Lessmann D.** 1998b. *Ecological potential for planktonic development and food web interaction in extremely acidic mining lakes in Lusatia.* In: Geller, W., Klapper, H., Salomons, W. (Eds.), Acidic Mining Lakes. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 147-167.

**Nixdorf B., Hemm M., Schlundt A., Kapfer M. y Krumbeck H.** 2001. *Braunkohlentagebauseen in Deutschland.* UBA-Texte 35/01. Umweltbundesamt, Berlin.

**Nixdorf, B., Lessmann, D. y Steinberg, C.E.W.** 2003. *The importance of chemical buffering for pelagic colonization in acidic waters.* Water Air Soil Pollut. 3, 27-46.

**Nixdorf B., Lessmann D. y Deneke R.** 2005. *Mining lakes in a disturbed landscape: Application of the EC Water Framework Directive and future management strategies;* Ecological Engineering 24.

**Nordstrom D.K. y Alpers C.N.** 1997. *Geochemistry of acid mine waters*. In Plumlee GS, Logsdon MJ (eds). The environmental geochemistry of mineral deposits. Part A. Processes, techniques, and health issues. Vol. 7A. Society of Economic Geologists, Littleton, CO, (chapter 6), p. 1-28.

**OCDE.** 1982. *Eutrophication: monitoring assessment and control organization for Economic Cooperation and Development, Paris*.

**Olem H.** 1991. *Liming acidica surface waters*. Lewis, Chelsea.

**Olias M., Ceron J. C., Fernández I., Moral F. y Rodríguez-Ramirez A.** 2005. *State of contamination of the waters in Guadiamar valley five years after the Aznalcollar spill*. Water, Air, and Soil Poll. 166, 103-119.

**Olias M., Ceron J.C., Fernández I., Moral F. y Rodríguez-Ramirez A.** 2006. *Water quality of the Guadiamar River after the Aznalcollar spill (SW Spain)*. Chemosphere 62, 213-225.

**Orón G.** 2001. *Principio de recuperación de costas*. R.V.E.H. Nº 3-III/2001.

**Owens E.M. Jr. y Harleman D.R.F.** 1991. *A One-dimensional Turbulence Model for Vertical Transport in Stratified Lakes*. Water Pollution: Modelling, Measuring and Prediction 1991. pp 125-139.

**Pallarés Serrano A.** 2005. *La planificación hidrológica de cuenca como instrumento de ordenación ambiental sobre el territorio*. Tesis Doctoral. Universitat autònoma de Barcelona. Facultat de pret. Departament de Pret Públic i de ciències Historico jurídiques. 550 pp.

**Parada R.** 1993. *Derecho Administrativo. Vol III: Bienes Públicos. Derecho Urbanístico*. Ed. Marcial Pons, Madrid.

**Parkhurst y Appelo.** 1999. *User's guide to PHREEQC (Version 2)- a computer program for speciation, batchreaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations*. USGS, Denver, Colorado.

**Parshley J.V. y Bowell R.J.** 2003. *The Limonology of Summer Camp Pit Lake: A Case Study*.

**Pellicori D.A., Gammons C.H. y Poulson S.R.** 2005. *Geochemistry and stable isotope composition of the Berkeley pit lake and surrounding mine waters, Butte, Montana*. Appl. Geochem. 20, 2116-2137.

**Pérez A.** 1997. *Polo regueiro da barca cara a porta do mar*. Pp 10-19 en X. L. Martínez Carneiro (ed.), *Antela. A memoria asolagada*. Ed. Xerais de Galicia. Vigo.

**Plá F.** 1994. *Fundamentos de laboreo de Minas*. Fundación Gómez Pardo. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas. Madrid.

**Plumlee G.S., Smith K.S., Ficklin W.H. y Briggs P.H.** 1992. *Geological and geochemical controls on the composition of mine drainages and natural drainages in mineralized areas*, In Proceedings of the 7<sup>th</sup> Intl. Water-Rock Interaction. Conference: Park City, Utah; Julio 1992.

**Poling G.W., C.A. Pelletier, D. Muggli, J. Gerits, C. Hanks y K. Black.** 2003. *Field studies of semi-passive biogeochemical treatment of acid rock drainage at the Island Copper Mine pit lake*. P. 549-558. In: Farrell, T. y G. Taylor (eds): Sixth International Conference on Acid Rock Drainage, 14-17 July 2003, Cairns, Queensland, The Australian Institute of Mining and Metallurgy Publication Series Nº 3/2003. The Australian Institute of Mining and Metallurgy, Carlton, Victoria.

**Qian S. y Richardson C.** 1997. *Estimating the long term phosphorus accretion rate in the Everglades: a Bayesian approach with risk assessment*. In: Water Resources Research, Vol. 33, No. 7, pp: 1681 a 1688. Julio.

**Renau F.** 2007. *El nuevo artículo 122 de la Ley de Minas*. Noticias jurídicas.

**Reynolds C.S.** 1984. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge Univ. Press: 384 p.

**Rivas F.** 2004. *El lago minero de As Pontes: un sistema hídrico autosostenible*. Dirección General de Minería Endesa S. A. Primer Encuentro Internacional de expertos en recuperación ambiental de minería de lignito. Santiago de Compostela.

**Robins R.G., Berg R.B., Dysinger D.K., Duaine T.E., Metesh J.J., Diebold F.E. Twidwell L.G., Mitman G.G. Chatham W.H., Huang H.H. y Young C.A.** 1997. *Chemical physical and biological interaction at the Berkeley Pit, Butte, Montana*. p. 529-541. In: Tailings and Mine Waste 97. Balkema, Rotterdam.

**Rodrigo, M.A., M.R. Miracle y E. Vicente.** 2001. *The meromictic Lake La Cruz (Central Spain). Patterns of stratification.* Aquat. Sci. 63, 406-416.

**Rolland W.** 2004. *Evolución de la cantidad del agua en lagos finales mineros. Fundamentos, metodología, pronóstico.* Vattenfall Europe. Departamento de Gestión de Aguas (E-Zw). I Encuentro Intercional de expertos en recuperación ambiental de minería de lignito. Santiago de Compostela.

**Rowe F.O., Sanchez-España J., Hallberg K. y Johnson D.B.** 2007. *Microbial communities and geochemical dynamics in an extremely acidic, metal-rich stream at an abandoned sulphide mine (Huelva, Spain) underpinned by a functional primary production system.* Environ Microbiol 9 (7): 1761-1771.

**Rücker J., Fyson A., Deneke R. y Packroff G.** 1999. *Meromiktische Seen mit saurem Mixolimnion-eine Besonderheit der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft.* P. 239-243. In: DGL-Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt). Eigenverlag der DGL, Tutzing.

**Ruttner F.** 1963. *Fundamentals of Limnology.* Univ. Toronto Press: 307.

**Rytuba J.J., Enderlin D., Ashley R., Seal R. y Hunerlach M.P.** 2000. *Evolution of the McLaughlin Gold Mine pit lakes, California.* p. 367-375. In: Proceedings Fifth International Conference on Acid Rock Drainage. Society of Mining, Metallurgy and Exploration (SME). Littleton.

**Sáez R., Pacual, E., Tscano, M. y Almodovar, G.** 1999. *The Iberian type of volcano-sedimentary massive sulphide deposits.* Miner Deposita 34: 549-570.

**Samper J., Llorens H., Ares J. y García M.A.** 1999. *Tutorial for de program Visual Balan V.1.0. Interactive code for calculation of hydrologic balances and recharge estimation.* E.T.S. Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de La Coruña. ENRESA Technical Publication 05/99. p 132.

**Samper J., Montengro L., López C., Moreira S., Pisani B., Álvarez D., Bonilla M. y Yang C.** 2005. *Modelo de flujo y calidad química del futuro lago del hueco minero de As Pontes.*

**Sanchez-España J.** 2000. *Mineralogy and geochemistry of the massive sulphide deposits of the northernmost sector of the Iberian Pyrite Belt (San Telmo-San Miguel-Peña del*



*Hierro*), Huelva, Spain. Tesis doctoral. Universidad del País Vasco (UPV-EHU), Bilbao, España. 301 pp.

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

**Sánchez-España J., López Pamo E., Santofimia Pastor E., Reyes J. y Martín Rubí J. A.** 2005b. *The natural attenuation of two acidic effluents in Tharsis and La Zarza-Perrunal mines (Iberian Pyrite Belt, Spain)*. Environ Geol 49:253-266.

**Sánchez-España J., López Pamo E., Santofimia Pastor E., Reyes J., Martín Rubí J. A.** 2006. *The impact of acid mine drainage on the water quality of the Odiel river (Huelva, España): geochemical and mineralogical constraints along Concepción-Tintillo segment*. Water Air Soil Pollut. 173. 121-149.

**Sánchez-España J., Santofimia E., González Toril E., San Martín-Úriz P., López Pamo E. y Amils R.** 2007. *Physicochemical and microbiological stratification of a meromictic pit lake (San Telmo, IPB)*. Cidu R, Frau F (eds) Proceeding of the IMWA symposium. Cagliari, Sardinia, Italy, pp 447-451.

**Sánchez-España J., López Pamo E., Santofimia Pastor E. y Díez Ercilla M.** 2008a. *The acidic mine pit lakes of the Iberian Pyrite Belt: An approach to their physical limnology and hydrogeochemistry*. Science Direct. Applied Geochemistry 23, 1260-1287.

**Sánchez-España J., López Pamo E., Díez Ercilla M., Santofimia Pastor E.** 2008b. *Monimolimnetic gradients in meromictic pit lakes of the Iberian Pyrite Belt: physico-chemical description*. En: Rapantova N, Hrkal Z (eds.) Proceedings of the IMWA 2008 Congress. Karlovy Vary. Czech Republic, pp 567-570.

**Sánchez-España J., López Pamo E., Díez M. y Santofimia E.** 2009. *Physico-Chemical gradients and meromictic stratifications in Cueva de la Mora and other acidic pit lakes of the Iberian Pyrite Belt Mine Water and the Environment*. 28. 15-29.

**Sanderson, B.K., Perry y T. Pedersen.** 1986. *Vertical diffusion in meromictic Powell Lake, British Columbia*. J. Geophys. Res. 91 (C6), 7647-7655.

**Sauvaget P. y Belleudy P.** 1991. *Modelisation numérique des écoulements estratifiés en estuaires et réservoirs*. XXIV AIRH Congress, madrid, Spain, 3-13 september 1991. pp C 447- C 456.

**Scharf B.W. y M. Oehms.** 1992. *Physical and chemical characteristics*. Arch. Hydrobiol. Beih. 38, 63-83.

**Schimmele M.** 1999. *Ausbildung von Meromixie durch physikalische und chemische Einflüsse am Beispiel von Bergbauseen*. p. 234-238. In: DGL-Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt). Eigenverlag der DGL, Tutzing, Germany.

**Schreck P.** 1998. *Enviromental impact of uncontrolled waste disposal in mining and industrial areas in Central Germany*. Environ. Geol. 35, 66-72.

**Schultze M., Boehrer B., Duffek A., Herzsprung P. y Geller W.** 2005. *Introduction of river water as a tool to manage water quality in pit lakes*. p. 273-279. In J. Loredó y F. Pendás (eds.). Proceedings 9<sup>th</sup> International Mine Water Association Congress (Oviedo, Spain, September 5-7, 2005), Dept. Explotación y Prospección de Minas, Univ. of Oviedo on behalf of the Intern. Mine Water Association, Oviedo, Spain.

**Schultze M., Friese K., Sánchez J. y López E.** 2006. *The Aznalcóllar pit lake-Water quality and options of control*. In Proceedings: 7<sup>th</sup> ICARD, St. Louis. Publicado por ASMR, 3134 Montavesa Rd. Lexington, KY40502.

**Schultze M.** 2006. *Pit lakes as a result of lignite mining; German Experiences*. En Reunión Científico Técnica sobre Gestión y Aprovechamiento del Agua en el Cierre de Explotaciones Mineras. Dpto. de Explotación y Prospección de Minas de la Universidad de Oviedo.

**Sena C. y Molinero J.** 2008. *Water Resources Assessment and Hydrogeological Modelling as a Tool for the feasibility assessment of the closure plan of an open pit (La Respina Mine, Spain)*. In: Proceedings of the international conference on mine water and the environment, Czech Republic, pp 175-178.

**Sena C. y Molinero J.** 2009. *Water Resources Assessment and Hydrogeological Modelling as a Tool for the Feasibility Study of a Closure Plan for an Open Pit Mine (La Respina Mine, Spain)*. In: Mine Water Environ (2009) 28: 94-101.

**Sevilla A., Rodríguez D. y García P.** 2008. *As arereiras da Limia*. Ed. Xunta de Galicia, Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible, Dirección Xeral de Conservación da Natureza. 48 pp.

**Shevenell L. A.** 2000a. *Analytical method of predicting fillings rates of mining pit lakes: Example from the Getchell Mine. Nevada*. Min. Eng (Littleton Colo.). No 52 (3), p. 53-60.

**Shevenell L. A.** 2000b. *Water quality in pit lakes in disseminated gold deposits compared to two natural, terminal lakes in Nevada*. Environmental Geology. No 39(7), p. 807-815.

**Stellmacher.** 2004. *Der Moritzteich bei Döbern-Analogon für die Sanierung saurer Bergbaugewässer? Hydro- und Sedimentgeochemie eines meromiktischen Restsees*. Masterthesis, Technical University Bergakademie Freiberg, Germany.

**Stephen H. y Ford D.E.** 1975. *Mixed layer depth and temperature dynamics in temperate lakes*. Verh. Intern. Verein. Limnol. 17: 111-125.

**Stevens C.L. y Lawrence G.A.** 1997. *The effect of sub-aqueous disposal of mine tailings in standing waters*. J. hydraul. Res. 35, 147-159.

**Stevens C.L. y Lawrence G.A.** 1998. *Stability and meromixis in a water-filled mine pit*. Limnol. Oceanogr. 43, 946-954.

**Stevens C.L., Fisher T.S.R. y Lawrence G.A.** 2005. *Turbulent layering beneath the pycnocline in a strongly stratified pit lake*. Limnol. Oceanogr. 50, 197-206.

**Sthahler, A.** 1998. *Physical Geography Science and Systems of Human Environment*. John Wiley and Sons. E.U.

**Stone D.B. y Fontaine R. C.** 1998. *Simulation of ground water fluxes during open-pit filling and under steady state pit lake conditions*. In: Proceedings of the conference on hazardous waste research. P. 32-42.

**Stottmeister U., Glässer W., Klapper H., Weissbrodt E., Eccarius B., Kennedy C., Schultze M., Wendt-Potthoff K., Frömmichen R., Schrek P. y Straucch G.** 1999. *Strategies for remediation of former opencast mining areas in eastern Germany*. Azcue, J. M. (ed.): Environmental impacts of mining activities. Springer, New York. p. 263-296.

**Stottmeister U., Mudroch A., Kennedy C., Matiova Z., Sanecki J. y Svoboda I.** 2002. *Reclamation and regeneration of landscapes after brown coal opencast mining in six different countries*. A. Mudroch, U. Stottmeister, C. Kennedy, and H. Klapper (eds.): Environmental impacts of mining activities. Springer, New York. p. 4-36.

**Strom K.** 1963. *Trapped sea water*. New Scientist 274, 384-386.

**Supple C.** 1999. *El niño, la niña: círculo vicioso de la naturaleza*. Revista Nacional Geographic Vol. 4, No. 3, Marzo.

**SveMin.** 2003. *Gruvrevyn-en Sammanställning av information från gruv-och mineralföretagen i SveMin samt föreningens verksamhet (in Swedish)*. Swedish association of Mines, Minerals and Metal Producers.

**Tassin B. y Vinçon-Leite B.** 1998. *Forecasting of water quality in lakes: a predictive use of a one dimensional model. Application to lake Bourget (savoie, France)*. Hydrobiología 373-374: 47-60. June 01, 1998.

**Thurman E.M.** 1985. *Organic geochemistry of natural waters*. Dordrecht. Nijhoff/Junk Publi. The Hague: 497 p.

**Tornos F.** 2006. *Environment of formation and styles of volcanogenic massive sulphide: the Iberian Pyrite Belt*. Ore Geol Rev 28: 259-307.

**Turri J. A.** 2009. *Mares, océanos, lagos y ríos*. Enciclopedia visual de las preguntas. Ediciones Santillana. Madrid.

**UNEP.** 2011. *Recycling Rates of Metals: A Status Report*.

**Valderrama J.C.** 1981. *The simultaneous analysis of total Nitrogen and total Phosphorus in natural Waters*. Mar. Chem. 10: 109-122.

**Van Geen A., Boyle E.A. y Moore W.S.** 1991. *Trace metal enrichments in waters of the Gulf of Cádiz, Spain*. Geochim Cosmochim Acta 55: 2173-2191.

**Vattenfal.** 2003. *Pronóstico sobre la calidad del agua del lago final de As Pontes durante la fase de llenado*. Informe elaborado para ENDESA GENERACIÓN, S. A.

**Villarino A., González S. y Bárcena F.** 2002. *Vertebrados da Limia dende a Lagoa de Antela ó nosos días. I-Aves: Gaviformes y Piciformes*. Ed. Limia produccions s. l., Sandiás, 302 pp.

**Vollenweider R.A.** 1968. "The scientific basis of lake and stream eutrophication with particular referente to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors". Tech. Rep. OECD; Paris, DAS/CSI/68.

**Von Rohden C. y Ilmberger J.** 2001. *Tracer experiment with sulphur hexafluoride to quantify the vertical transport in a meromictic pit lake*. Aquatic Sciences 63, 417-431.

**Walker K. F. y Likens G. E.** 1975. *Meromixis and a reconsidered typology of lake circulation patterns*. Verh. Intern. Verein. Limnol. 19, 442-458.

**Weihed P.** 1999. *Sverige har fått guldfeber (in Swedish)*. Forskning och Framsteg, 99(3):14-20.

**Werner F., Bilek F. y Luckner L.** 2001. *Implications of predicted hydrologic changes on Lake Senftenberger as calculated using water and reactive mass budgets*. Mine water and the environment.(2001) 20: 129-139. IMWA Springer-Verlag.

**Wetzel R.G.** 1981. *Limnología*. Editorial OMEGA, Barcelona: 679 p.

**Wetzel R.G.** 1983. *Limnology*. W. B. Saunders. N.Y.: 767 p.

**Wetzel R.G. y Likens G.E.** 1991. *Limnological analysis*. Springer-Verlag. N.Y.:357 p.

**Wetzel R.G.** 2001. *Limnology: lake and river ecosystem*. 3<sup>rd</sup> edn. Academic Press, San Diego. 1006 p.

**Wolkersdorfer C.** 2005. *Mine Water Mangement and the Water Framework Directive*. S. Nancy (Proceedings, Post-Mining 2005).

**Wollmann K., Deneke R., Nixdorf B. y Packroff G.** 2000. *Dynamics of planktonic food webs in three mining lakes across a pH gradient (pH 2-4)*. Hydrobiologia 433, 3-14.

**Working Group 2.2 – HMWB.** 2003. *Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*. Guidance Document nº 4. Identification and designation of heavily modified and artificial water bodies. European Communities.

**Working Group 2.3 – REFCOND.** 2005 *Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*. Guidance Document nº 10. Ríos y lagos: tipología, condiciones de referencia y sistemas de clasificación.

**Xiong L. y Shengliang G.** 1999. *A two Parameter Monthly Balance Model and its Application*. Journal of Hydrology. Vol. 216. pp 111-123. Elseiver. E.U.

**Young T. y Sttodard J.** 1996. *The temporally Integrated Monitoring of Ecosystem (TIME) project design: Classification of northeast lakes using a combination of geographic, hydrogeochemical and multivariate techniques*. In: Water Resources Research, Vol. 32, No 8, pp: 2517 a 2528.

**Younger P.** 2005. *Westfield pit lake, Fife (Scotland): the evolution and current hydrogeological dynamic of Europe´s largest bituminous coal pit lake*. p. 281-287. In: J. Loredó y F. Pendás (eds.). Proc. 9<sup>th</sup> International Mine Water Association Congress (Oviedo, Spain, September 5-7, 2005), Dept. Explotación y Prospección de Minas, Univ. of Oviedo on behalf of the Intern. Mine Water Association, Oviedo, Spain.

**Zapata F.** 1967. *Desección y saneamiento de la laguna de Antela*. Revista de Obras Públicas, junio: 465-472.

**Zumberge J. y Ayers J.** 1960. *Hydrology of lakes and swamps*. Handbook of hydrology. Ed. Chow, Ven Te. E.U.

