

**ENCOMIENDA DE GESTIÓN DE TRABAJOS
EN MATERIA DE IMPACTO AMBIENTAL Y
DE PRODUCCIÓN Y CONSUMO SOSTENIBLE**

**Manual para la evaluación de riesgos de
instalaciones de residuos de industrias
extractivas cerradas o abandonadas**



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE ECONOMÍA
Y COMPETITIVIDAD

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN
Y MEDIO AMBIENTE



Instituto Geológico
y Minero de España

DIRECCIÓN GENERAL
DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL
Y MEDIO NATURAL

Manual para la evaluación de riesgos de instalaciones de residuos de industrias extractivas cerradas o abandonadas / María Esther Alberruche del Campo, Julio César Arranz González, Roberto Rodríguez Pacheco, Lucas Vadillo Fernández, Virginia Rodríguez Gómez y Francisco Javier Fernández Naranjo. – Madrid : Ministerio de Agricultura. Alimentación y Medio Ambiente : Instituto Geológico y Minero de España, 2014
[24], 318, [38] p.; figs., tbs.; 30 cm
Bibliografía. Índices. Anexos.

1. Análisis riesgo 2. Contaminación 3. Mina abandonada 4. Manual 5. Residuo industrial I. Alberruche del Campo, María Esther II. Arranz González, Julio César III. Rodríguez Pacheco, Roberto IV. Vadillo Fernández, Lucas V. Rodríguez Gómez, Virginia VI. Fernández Naranjo, Francisco Javier VII. Instituto Geológico y Minero de España VIII. España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

504:622

Este documento recoge trabajos realizados en el “Acuerdo entre la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural y el Instituto Geológico y Minero de España para la Encomienda de Gestión de trabajos en materia de impacto ambiental y de producción y consumo sostenible” de 30 de julio de 2009, modificado el 28 de octubre de 2011. Se realizó como parte de la Actividad 3. Residuos de Industrias extractivas, Tarea A3-T4, bajo la dirección de D. Andrés Macho Jiménez.

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

© Ministerio de Agricultura. Alimentación y Medio Ambiente

© Instituto Geológico y Minero de España

NIPO 728-14-006-8

**Manual para la evaluación de riesgos de
instalaciones de residuos de industrias extractivas
cerradas o abandonadas**

INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA

2014

ÍNDICE GENERAL

<u>CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN</u>	1
1.1. ANTECEDENTES.....	2
1.2. FUNDAMENTOS DE LA EVALUACIÓN DE RIESGOS	4
<u>CAPÍTULO 2. MÉTODO DE EVALUACIÓN DE RIESGOS PROPUESTO</u>	16
2.1. ESQUEMA GENERAL DEL PROCEDIMIENTO DE EVALUACIÓN DE RIESGOS PROPUESTO.....	17
2.2. IDENTIFICACIÓN DE ESCENARIOS DE RIESGO	21
2.3. EVALUACIÓN DE LA PROBABILIDAD DE OCURRENCIA DE LOS ESCENARIOS DE RIESGO	24
2.4. EVALUACIÓN DE LA SEVERIDAD DE LAS CONSECUENCIAS	26
2.5. CONFECCIÓN DE LAS MATRICES DE RIESGO	30
2.6. EVALUACIÓN DE RIESGOS CONJUNTA DE MÁS DE UN DEPÓSITO DE RESIDUOS MINEROS.....	34
<u>CAPÍTULO 3. EVALUACIÓN DEL RIESGO SIMPLIFICADA PARA ESCENARIOS DE CONTAMINACIÓN</u>	36
3.1. GENERACIÓN DE EFLUENTES CONTAMINANTES CON AFECCIÓN SOBRE LAS AGUAS SUPERFICIALES (C1)	37
3.1.1. <u>Procesos de contaminación de las aguas superficiales asociados a residuos mineros</u>	37
3.1.2. <u>Índice de probabilidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales: $I_P(C1)$</u>	47
3.1.2.1. Proximidad de los cauces o cuerpos de agua superficiales a los depósitos de residuos mineros: factor de proximidad (P_R)	47
3.1.2.2. Residuos de industrias extractivas de carácter inerte	50
3.1.2.3. Caracterización de los residuos por su toxicidad: factor de toxicidad (F_{TOX}).....	52

3.1.2.4. Otros factores que condicionan la probabilidad de generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales: factor de superficie desprotegida (F_{SD})	66
3.1.2.5. Cálculo del índice de probabilidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales $I_P(C1)$	71
3.1.3. <u>Índice de severidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales: $I_S(C1)$</u>	72
3.1.3.1. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales $I_S(C1PO)$	73
3.1.3.2. Índice de severidad de los efectos sobre el medio natural derivados de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales $I_S(C1NA)$	80
3.1.3.3. Índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados de la contaminación de los recursos hídricos superficiales debido a efluentes contaminantes $I_S(C1SE)$	86
3.2. GENERACIÓN DE EFLUENTES CONTAMINANTES CON AFECCIÓN SOBRE LOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÁNEOS (C2).....	88
3.2.1. <u>Procesos de contaminación de las aguas subterráneas asociados a residuos mineros</u>	88
3.2.2. <u>Índice de probabilidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos: $I_P(C2)$</u>.....	90
3.2.2.1. Existencia de acuíferos y susceptibilidad a la contaminación: factor de vulnerabilidad (F_V)	90
3.2.2.2. Caracterización de los residuos por su toxicidad: factor de toxicidad (F_{TOX}).....	98
3.2.2.3. Influencia de la superficie ocupada y sin protección de los depósitos de residuos mineros en la probabilidad de generación de efluentes contaminantes: factor de superficie desprotegida (F_{SD}).....	98
3.2.2.4. Cálculo del índice de probabilidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos $I_P(C2)$	101

3.2.3. Índice de severidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos: $I_S(C2)$	102
3.2.3.1. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos $I_S(C2PO)$	103
3.2.3.2. Índice de severidad de los efectos sobre el medio natural derivados de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos $I_S(C2NA)$	110
3.2.3.3. Índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos $I_S(C2SE)$	113
3.3. MOVILIZACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO POR ACCIÓN DEL VIENTO (C3)	115
3.3.1. Procesos de erosión eólica y generación de polvo	115
3.3.2. Índice de probabilidad de la movilización de material particulado por acción del viento: $I_P(C3)$	119
3.3.2.1. Caracterización de los residuos por su susceptibilidad a la erosión eólica: factor de erodibilidad eólica (E_e)	122
3.3.2.2. Factores climáticos que condicionan el proceso de erosión eólica: factores de aridez (F_{AR}) y velocidad del viento (V_V)	127
3.3.2.3. Superficie expuesta de los depósitos mineros a la acción del viento: factor superficial (F_S)	133
3.3.2.4. Grado de protección de la superficie del depósito frente a la erosión: factor de desprotección (F_{DS})	135
3.3.2.5. Cálculo del índice de probabilidad de la movilización de material particulado por acción del viento $I_P(C3)$	138
3.3.3. Índice de severidad de la movilización de material particulado por acción del viento: $I_S(C3)$	139
3.3.3.1. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados de la movilización de material particulado por acción del viento $I_S(C3PO)$	139
3.3.3.2. Índice de severidad de los efectos sobre el medio natural derivados de la movilización de material particulado por acción del viento $I_S(C3NA)$	154

3.3.3.3. Índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados de la movilización de material particulado por acción del viento $I_S(C3SE)$	159
3.4. EMISIÓN DE SEDIMENTOS CONTAMINANTES POR EROSIÓN HÍDRICA (C4).....	160
3.4.1. <u>Procesos de erosión hídrica y emisión de sedimentos contaminantes</u>.....	160
3.4.2. <u>Índice de probabilidad de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica: $I_P(C4)$</u>	168
3.4.2.1. Caracterización del estado erosivo de los depósitos de residuos mineros (E_E)	168
3.4.2.2. Agresividad o erosividad de la lluvia: factor de erosividad (F_{ER})	170
3.4.2.3. Superficie de los taludes de los depósitos de residuos mineros: factor de superficie de taludes (F_{ST})	171
3.4.2.4. Elementos de protección ante la erosión o emisión de sedimentos	173
3.4.2.5. Potencial contaminante de los sedimentos movilizados por erosión hídrica desde depósitos de residuos mineros: factor de contaminación (F_{CO})	175
3.4.2.6. Cálculo del índice de probabilidad de emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica $I_P(C4)$	179
3.4.3. <u>Índice de severidad de la generación de sedimentos contaminantes por erosión hídrica: $I_S(C4)$</u>.....	179
3.4.3.1. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados de la emisión de sedimentos contaminantes $I_S(C4PO)$	181
3.4.3.2. Índice de severidad de los efectos sobre el medio natural derivados de la emisión de sedimentos contaminantes $I_S(C4NA)$	188
3.4.3.3. Índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados de la emisión de sedimentos contaminantes $I_S(C4SE)$	192
3.5. CONTACTO DIRECTO ORIGINADO POR EL ACCESO OCASIONAL O POR EL DESARROLLO DE ACTIVIDADES SOBRE LOS DEPÓSITOS DE RESIDUOS (CD)	193
3.5.1. <u>Alcance del escenario de riesgo por contacto directo con los residuos mineros</u>	193

3.5.2. Índice de probabilidad del contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades: $I_P(CD)$	194
3.5.2.1. Evaluación de la toxicidad relativa de los residuos mineros: factor de concentración de contacto directo (F_{CCD})	195
3.5.2.2. Evaluación de la accesibilidad a los depósitos de residuos mineros (F_{ACC}).....	196
3.5.2.3. Proximidad de los depósitos de residuos mineros a áreas residenciales (P_{RR}).....	197
3.5.2.4. Cálculo del índice de probabilidad de ocurrencia del contacto directo con efectos sobre las personas y la población de los residuos mineros $I_P(CD)$	198
3.5.3. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados del contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades: $I_S(CD)$	199

CAPÍTULO 4. EVALUACIÓN DEL RIESGO SIMPLIFICADA PARA ESCENARIOS DE FALLO EN LA ESTRUCTURA 201

4.1. FALLO O ROTURA DEL TALUD DE ESCOMBRERAS DE DESMONTE, ESTÉRILES O MINERALES DE BAJA LEY (F_{ESC})	202
4.1.1. Procesos de inestabilidad y fallo de taludes de escombrera	202
4.1.2. Índice de probabilidad del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley: $I_P(F_{ESC})$	205
4.1.3. Índice de severidad del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley: $I_S(F_{ESC})$	213
4.1.3.1. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley $I_S(F_{ESCPO})$	215
4.1.3.2. Índice de severidad de los efectos sobre el medio natural derivados del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley $I_S(F_{ESCNA})$	220
4.1.3.3. Índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley $I_S(F_{ESCSE})$	222

4.2. FALLO O ROTURA DEL TALUD DE PILAS DE RESIDUOS DE LIXIVIACIÓN (FLIX).....	224
4.2.1. <u>Procesos de rotura de pilas de residuos de lixiviación</u>.....	224
4.2.2. <u>Índice de probabilidad del fallo o rotura del talud de pilas de lixiviación: $I_p(\text{FLIX})$</u>.....	227
4.2.3. <u>Índice de severidad del fallo o rotura del talud de pilas de lixiviación: $I_s(\text{FLIX})$</u>.....	230
4.2.3.1. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados del fallo o rotura del talud de pilas de lixiviación $I_s(\text{FLIXPO})$.....	231
4.2.3.2. Índice de severidad de los efectos sobre el medio natural derivados del fallo o rotura del talud de pilas de lixiviación $I_s(\text{FLIXNA})$	236
4.2.3.3. Índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados del fallo o rotura del talud de pilas de lixiviación $I_s(\text{FLIXSE})$	237
4.3. FALLO O ROTURA DEL DIQUE DE CONTENCIÓN O EL TALUD EXTERIOR DE PRESAS DE LODOS (FPRE)	239
4.3.1. <u>Procesos de rotura de diques de contención o taludes de presas de lodos mineros</u>	239
4.3.2. <u>Índice de probabilidad del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos mineros: $I_p(\text{FPRE})$</u>.....	241
4.3.2.1. Diseño y características constructivas del dique (DC).....	243
4.3.2.2. Volumen de residuos almacenados (VOL)	255
4.3.2.3. Emplazamiento (EMP).....	255
4.3.2.4. Integridad física de la presa (IF)	261
4.3.2.5. Balance de humedad de los residuos mineros y de los materiales que conforman el dique (BH).....	269
4.3.2.6. Peligrosidad asociada al emplazamiento (PEM).....	283
4.3.2.7. Cálculo del índice de probabilidad del fallo o rotura del dique de contención o talud exterior de presas de lodos $I_p(\text{FPRE})$.....	286

4.3.3. Índice de severidad del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos mineros: I_S(FPRE).....	287
4.3.3.1. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos I_S(FPREPO).....	289
4.3.3.2. Índice de severidad de los efectos sobre el medio natural derivados del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos I_S(FPRENA)	294
4.3.3.3. Índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos I_S(FPRESE)	296
REFERENCIAS	298

ANEXO I. FICHA DE EVALUACIÓN DE RIESGOS Y EJEMPLOS DE FICHA DE EVALUACIÓN DE RIESGOS

ANEXO II. ENSAYOS BÁSICOS DE CAMPO Y DE LABORATORIO PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS

AII.1. INTRODUCCIÓN

AII.2. ENSAYOS SOBRE MUESTRAS DE AGUAS SUPERFICIALES

AII.2.1. DETERMINACIONES *IN SITU*

AII.2.2. ENSAYOS DE LABORATORIO

AII.3. ENSAYOS SOBRE MUESTRAS SUPERFICIALES DE RESIDUOS MINEROS

AII.3.1. ENSAYOS *IN SITU*

AII.3.2. ENSAYOS EN LABORATORIO

AII.4. REFERENCIAS

ANEXO III. ENSAYO DE LIXIVIACIÓN EN CAMPO

AIII.1. INTRODUCCIÓN

AIII.2. ENSAYO DE LIXIVIACIÓN EN CAMPO

AIII.2.1. DESCRIPCIÓN DEL MÉTODO

AIII.2.2. MUESTREO

AIII.3. REFERENCIAS

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Escala general de valoración y calificación para los índices de probabilidad (I _p).....	25
Tabla 2. Escala general de valoración y calificación para los índices de severidad (I _s).....	29
Tabla 3. Valor asignado al factor de toxicidad o peligrosidad (F _{TOX}) a muestras de aguas sobrenadantes o de drenaje de residuos mineros de baja toxicidad.....	54
Tabla 4. Niveles deseables de contenidos en elementos (expresados en µg/L) y de pH para aguas	60
Tabla 5. Valores obtenidos de diversos parámetros químicos y medida del cociente promedio de peligrosidad (CPP _{LAB}), después de aplicar el ensayo EN 12457-2 a muestras compuestas superficiales de diversas presas de residuos de flotación	61
Tabla 6. Parámetros químicos obtenidos mediante el ensayo de lixiviación en campo (ELC) a partir de muestras compuestas superficiales de residuos mineros norteamericanos (Hageman, 2004; Smith <i>et al.</i> 2007), y de algunas presas mineras españolas.	63
Tabla 7. Valores obtenidos de diversos parámetros químicos y medida del cociente de peligrosidad promedio (CPP _{ELC}) después de aplicar el ensayo de lixiviación en campo a muestras compuestas superficiales de diversas presas de residuos de flotación.	64
Tabla 8. Valor asignado al factor de toxicidad o peligrosidad (F _{TOX}) a muestras de lixiviados de residuos mineros que pueden ser considerados de baja toxicidad.	66
Tabla 9. Valores asignados al tipo de cobertura (M _C) en función de las características de los materiales empleados. Los tamaños de partícula empleados en las denominaciones se corresponden con: elementos gruesos (>2 mm), grava gruesa y piedras (>20 mm). Se supone ausencia de vegetación o sólo vegetación esporádica y dispersa	69
Tabla 10. Valores asignados al factor (V _C), relativo a la vegetación existente en la superficie de un depósito minero, independientemente de si su implantación fue natural o artificial. La estimación de la superficie cubierta se realiza midiendo en planta (suma de la cubierta al ras del terreno más la proyección de copas).	70
Tabla 11. Criterios de valoración y clasificación de la vulnerabilidad de la población expuesta (V _P) en función del aprovechamiento del agua superficial.	79
Tabla 12. Efectos de los drenajes ácidos de mina sobre la biocenosis de los sistemas lóticos (Last, 2001, modificado de Gray, 1997).....	82
Tabla 13. Criterios de valoración y clasificación de la vulnerabilidad ecológica (V _E) en función del valor del recurso y del mérito de conservación de los ecosistemas.....	85
Tabla 14. Valor de vulnerabilidad intrínseca a la contaminación de las masas de agua subterráneas.....	95
Tabla 15. Evaluación del potencial de contaminación de las aguas subterráneas en función de la distancia al receptor y permeabilidad de los distintos tipos de acuíferos en la metodología de RSS (Ministry for the Environment, 2004).	107

Tabla 16. Criterios de valoración y clasificación de la vulnerabilidad de la población expuesta (V_P) en función del aprovechamiento del agua subterránea.	108
Tabla 17. Criterios de valoración y clasificación de la vulnerabilidad ecológica (V_E) en función del valor del recurso y del mérito de conservación de los ecosistemas.....	111
Tabla 18. Clasificación de las zonas climáticas en función del Índice de Aridez de De Martonne (Ia).	128
Tabla 19. Escala de Beaufort de la fuerza de los vientos.	131
Tabla 20. Ratio de erosión en taludes de presas de lodos auríferos de Sudáfrica con o sin tratamientos superficiales de protección contra la erosión eólica (Blight, 2008).....	137
Tabla 21. Valoración del factor de desprotección (F_{DS}) frente a la erosión eólica.	138
Tabla 22. Valores límite de concentración de PM_{10}	142
Tabla 23. Valores límite de concentración de $PM_{2.5}$. ⁽¹⁾ Deberá ratificarse como valor límite en 2013 a la luz de una mayor información acerca de los efectos sobre la salud y el medio ambiente, la viabilidad técnica y la experiencia obtenida con el valor objetivo en los Estados miembros de la Unión Europea.	143
Tabla 24. Efectos sobre la salud de diversos metales vía inhalación a exposiciones agudas, subcrónicas y crónicas (Department of the Interior Bureau of Reclamation – Pacific Northwest Regional Office, 2009).	145
Tabla 25. Efectos sobre la salud por exposición a material particulado (WHO, 2004, 2006).....	148
Tabla 26. Guía para la valoración del factor población expuesta (P_{EX}) en un radio de 1 km en torno a cada depósito minero abandonado.	150
Tabla 27. Factores que incrementan la vulnerabilidad de la población infantil a la contaminación atmosférica (WHO, 2004)	151
Tabla 28. Criterios de valoración y clasificación de la vulnerabilidad de la población expuesta (V_P) en función del uso del suelo.	152
Tabla 29. Guía para la valoración y clasificación del factor de vulnerabilidad de los ecosistemas (V_E) frente al material particulado.	156
Tabla 30. Valor asignado al estado erosivo (E_E) en función del desarrollo de rasgos de erosión que son reconocibles en un talud de un depósito de residuos mineros.	169
Tabla 31. Valor asignado al factor de erosividad (F_{ER}) en función de los valores del factor R de la USLE.	171
Tabla 32. Valores asignados al factor (V_M) en función de las características de la cobertura de los taludes.	174
Tabla 33. Valores totales obtenidos de diversos parámetros químicos y medida del índice de contaminación (IC), después de aplicar ataque triácido y medida en IC-MS a muestras compuestas superficiales de dos presas de residuos de flotación.....	178

Tabla 34. Criterios de valoración y clasificación de la vulnerabilidad de la población expuesta (V_P) en función del uso del suelo y del aprovechamiento del agua superficial.....	186
Tabla 35. Criterios de valoración y clasificación de la vulnerabilidad ecológica (V_E) en función del valor del recurso y del mérito de conservación de los ecosistemas.....	190
Tabla 36. Valoración del factor de accesibilidad F_{ACC} a los depósitos de residuos.	197
Tabla 37. Valoración del factor de proximidad a áreas residenciales (P_{RR}).....	198
Tabla 38. Criterios de clasificación y valoración de la severidad de las consecuencias asociada a determinados usos del suelo.	200
Tabla 39. Asignación de valores a los diferentes aspectos o factores de tipo constructivo que inciden en la estabilidad de una escombrera. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las Tablas 39 a 43) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la escombrera.	206
Tabla 40. Asignación de valores a los diferentes aspectos o factores relativos a las características del sustrato (fundación) que inciden en la estabilidad de una escombrera. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las Tablas 39 a 43) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la escombrera.	210
Tabla 41. Asignación de valores a evidencias de inestabilidad de una escombrera. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las Tablas 39 a 43) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la escombrera.	210
Tabla 42. Asignación de valores relativos a la incidencia del agua en la estabilidad de una escombrera. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las Tablas 39 a 43) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la escombrera.....	211
Tabla 43. Asignación de valores relativos a la incidencia de la sismicidad en la estabilidad de escombrera. Los valores de la aceleración sísmica básica se obtienen del Mapa de peligrosidad sísmica. (Norma sismorresistente). La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las Tablas 39 a 43) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de una escombrera.	212
Tabla 44. Valores del factor peligrosidad (P_{ESC}).....	212
Tabla 45. Valores asignados de distancia máxima recorrida por los residuos (D_{max}) en procesos de rotura de escombreras, en función del volumen movilizado y la altura (H).....	215
Tabla 46. Criterios de valoración del factor población expuesta P_{EX} en núcleos de población y viviendas aisladas ante la rotura o fallo del talud de una escombrera	218
Tabla 47. Criterios de valoración del factor población expuesta P_{EX} en función de la vulnerabilidad de los usos expuestos en la zona de riesgo por fallo del talud de una escombrera.....	219
Tabla 48. Criterios de valoración de la vulnerabilidad ecológica (V_E) en función de la vulnerabilidad de los ecosistemas expuestos en la zona de riesgo por fallo del talud de una escombrera	221

Tabla 49. Criterios de valoración de la vulnerabilidad del patrimonio cultural, sistema productivo, infraestructuras y servicios esenciales en la zona de riesgo por fallo del talud de una escombrera.	223
Tabla 50. Asignación de valores a los diferentes aspectos o factores de tipo constructivo que inciden en la estabilidad de una pila o vertedero de residuos de lixiviación. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las Tablas 50 a 54) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la pila.	227
Tabla 51. Asignación de valores a los diferentes aspectos o factores relativos al sustrato que inciden en la estabilidad de una pila o vertedero de residuos de lixiviación. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las Tablas 50 a 54) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la pila.	227
Tabla 52. Asignación de valores a evidencias de inestabilidad de una pila o vertedero de residuos de lixiviación. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las Tablas 50 a 54) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la pila.	228
Tabla 53. Asignación de valores relativos a la incidencia del agua en la estabilidad de una pila o vertedero de residuos de lixiviación. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las Tablas 50 a 54) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la pila.	228
Tabla 54. Asignación de valores relativos a la incidencia de la sismicidad en la estabilidad de una pila o vertedero de residuos de lixiviación. Los valores de la aceleración sísmica básica se obtienen del Mapa de peligrosidad sísmica. (Norma sismorresistente). La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las Tablas 50 a 54) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la pila.	229
Tabla 55. Valores del índice de probabilidad de rotura de pilas de lixiviación ($P_{E_{LIX}}$).....	229
Tabla 56. Criterios de valoración del factor población expuesta P_{EX} en núcleos de población y viviendas aisladas ante la rotura o fallo del talud de una pila de lixiviación.....	233
Tabla 57. Criterios de valoración del factor población expuesta P_{EX} en función de la vulnerabilidad de los usos expuestos en la zona de riesgo por fallo del talud de una pila de lixiviación.....	235
Tabla 58. Criterios de valoración de la vulnerabilidad de los ecosistemas expuestos en la zona de riesgo por fallo del talud de una pila de lixiviación.....	237
Tabla 59. Criterios de valoración de la vulnerabilidad del patrimonio cultural, sistema productivo, infraestructuras y servicios esenciales en la zona de riesgo por fallo del talud de una pila de lixiviación.....	238
Tabla 60. Criterios de valoración del factor de diseño y características constructivas del dique (DC).....	254

Tabla 61. Criterios de valoración del factor volumen de material almacenado (VOL).....	255
Tabla 62. Criterios de valoración del factor emplazamiento (EMP).....	260
Tabla 63. Matriz para la determinación del factor integridad física del dique (IF).....	269
Tabla 64. Asignación de valores a los subfactores del balance hídrico (BH) relativos a la posición de la laguna de decantación y la posición del nivel freático en presas de residuos mineros.....	275
Tabla 65. Asignación de valores a los subfactores del balance hídrico (BH) relacionados con los aspectos climáticos con probable influencia en la estabilidad de presas mineras.....	277
Tabla 66. Criterios para la estimación del caudal punta de escorrentía en presas de cierre de valle (<i>cross valley</i>) y junto a cursos de agua (<i>bottom valley</i>), localizadas en zonas con intensidades de precipitación de 24 horas (período de retorno de 500 años) de menos de 200 mm e igual y superior a dicho umbral.....	279
Tabla 67. Asignación de valores a los subfactores del balance hídrico (BH) relacionados con las entradas y salidas de agua sobre los residuos	282
Tabla 68. Evaluación de los factores que definen la peligrosidad asociada al emplazamiento de una presa de residuos mineros.....	285
Tabla 69. Valores del factor de peligrosidad ante la rotura de (P_{ePRE})	286
Tabla 70. Criterios de valoración del factor población expuesta (P_{EX}) en núcleos de población y viviendas aisladas ante el fallo del dique de contención o rotura del talud exterior de una presa de lodos.....	292
Tabla 71. Criterios de valoración del factor población expuesta (P_{EX}) en función de la vulnerabilidad de los usos expuestos en la zona de riesgo por fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de una presa de lodos.....	293
Tabla 72. Criterios de valoración de la vulnerabilidad de los ecosistemas expuestos en la zona de riesgo por fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de una presa de lodos.....	295
Tabla 73. Criterios de valoración de la vulnerabilidad del patrimonio cultural, sistema productivo, infraestructuras y servicios esenciales en la zona de riesgo por fallo del dique de contención o rotura del talud exterior de una presa de lodos.....	296

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Elementos que componen la gestión de riesgos (Standards Australia 2004a, b).....	6
Figura 2. Tabla descriptiva de probabilidad de ocurrencia de un suceso con carácter cualitativo.....	8
Figura 3. Tabla de calificación de la severidad de las consecuencias de un suceso (Pelletier & Dushnisky, 1993).....	9
Figura 4. Ejemplo de matriz o tabla general de valoración cualitativa del riesgo.	9
Figura 5. Tabla de valoración cuantitativa de la probabilidad de un suceso (Pelletier & Dushnisky, 1993).....	11
Figura 6. Ejemplo de valoración de la severidad para evaluar el riesgo de implantar diversos tipos de actividades en una zona reconocida como acuífero de interés para el abastecimiento de la ciudad de Nome (Alaska) (Bristol, 2006).	11
Figura 7. Ejemplos de escenarios de riesgo tipificados utilizados por el Servicio Nacional de Geología y Minería de Chile para la evaluación de riesgos de faenas mineras abandonadas (SERNAGEOMIN-BGR, 2008).....	13
Figura 8. Matriz de riesgo que muestra la evaluación de un agrupamiento de escenarios codificados alfanuméricamente, relativos a “salud y seguridad” (Robertson & Shaw, 2009).....	14
Figura 9. Esquema general del procedimiento de Evaluación de Riesgos Simplificado de Instalaciones de Residuos Abandonadas.....	19
Figura 10. Matriz de riesgo propuesta. La calificación de GRAVE o NO GRAVE pretende responder a lo establecido en el Artículo 20 de la Directiva 2006/21/CE.....	31
Figura 11. Matriz de riesgo de una hipotética estructura de alta prioridad por su alto riesgo.....	32
Figura 12. Matriz de riesgo de una hipotética escombrera a la que se le ha asignado un valor de riesgo moderado.	33
Figura 13. Vista general del depósito de lodos San Cristóbal II (número de Inventario IGME 976 II-3-0007). Se han superpuesto las curvas de nivel del mapa topográfico a escala 1:5000. La imagen ha sido tomada del SIGPAC de la C.A. Región de Murcia. Las acumulaciones de residuos denominados terreras de gravimetría que aparecen sobre la presa de lodos inventariada pueden ser evaluadas conjuntamente con la misma desde el punto de vista de los riesgos.	34
Figura 14. Vista en planta de diversas presas mineras próximas a la Bahía de Portmán (La Unión, Murcia). Los códigos asociados a las presas son los asignados en el Inventario IGME (2001).....	35
Figura 15. Aguas ácidas recogidas en una zanja de drenaje sobre la superficie de una presa de residuos mineros de flotación en el Cerro de San Cristobal (Mazarrón, Murcia)	38

Figura 16. Modelo esquemático de los procesos involucrados en la oxidación de la pirita según Stumm & Morgan (1981).....	40
Figura 17. Gráfica que permite asignar valores de factor proximidad (P_R) de un cuerpo de agua o de un cauce permanente o intermitente de orden 3 o superior, en función de la distancia (m) medida en la misma dirección que el flujo del agua.....	49
Figura 18. Gráfica que permite asignar valores de factor proximidad (P_R) de un cauce intermitente de orden inferior a 3, en función de la distancia (m) medida en la misma dirección que el flujo del agua.....	50
Figura 19. Gráfica que permite la asignación de valores del factor de toxicidad (F_{TOX}) en función de los valores obtenidos del cociente promedio de peligrosidad (CPP_{LAB}), calculado a partir de datos de análisis de laboratorio con el ensayo EN 12457-4.	62
Figura 20. Gráfica que permite la asignación de valores del factor de toxicidad (F_{TOX}) en función de los valores obtenidos del cociente promedio de peligrosidad (CPP_{ELC}), calculado a partir de datos del ensayo de lixiviación en campo.	65
Figura 21. Gráfica que permite la asignación de valores del factor superficial (F_S) en función de los valores obtenidos de la superficie total expuesta del depósito minero (S_{EX}).	67
Figura 22. Gráfica que permite la asignación de valores del factor población expuesta (P_{EX}) en función del número de personas potencialmente abastecidas con aguas superficiales.....	75
Figura 23. Gráfica que permite la asignación de valores del factor exposición al contaminante (F_{SUP}) en función de la distancia o distribución de las concentraciones de la carga contaminante en la masa de agua superficial.....	77
Figura 24. Criterio de selección del escenario de exposición ($V_P \times F_{SUP}$): uso del agua más vulnerable y concentración de contaminante a la que se encuentra expuesto en función de la distancia, aguas abajo y en el sentido del flujo de agua, para el cálculo del índice de severidad de los efectos derivados de la contaminación de las aguas superficiales para las personas y la población ($Is(C1PO)$).	80
Figura 25. Criterio de selección del escenario de exposición ($V_P \times F_{SUB}$): recurso y ecosistema más vulnerable y concentración de contaminante a la que se encuentra expuesto en función de la distancia, para el cálculo del índice de severidad de los efectos derivados de la contaminación de las aguas superficiales para el medio natural ($Is(C1NA)$).	86
Figura 26. Gráfica que permite la asignación de valores del factor de vulnerabilidad (F_V) en función de los valores del índice DRASTIC Reducido de vulnerabilidad intrínseca de las masas de agua subterráneas detríticas y mixtas.	97
Figura 27. Gráfica que permite la asignación de valores del factor de vulnerabilidad (F_V) en función de los valores del índice COP de vulnerabilidad intrínseca de las masas de agua subterráneas carbonatadas.	97
Figura 28. Gráfica que permite la asignación de valores del factor superficial (F_S) en función de los valores obtenidos de la superficie del depósito minero medida en planta (S_{PL}).	99

Figura 29. Gráfica que permite la asignación de valores del factor población expuesta (P_{EX}) en función del número de personas potencialmente abastecidas con aguas subterráneas.....	105
Figura 30. Gráfica que permite la asignación de valores del factor exposición al contaminante (F_{SUB}) en función de la distancia o distribución de las concentraciones de la carga contaminante en la masa de agua subterránea.	107
Figura 31. Criterio de selección del escenario de exposición ($V_P \times F_{SUB}$): uso del agua más vulnerable y concentración de contaminante a la que se encuentra expuesto en función de la distancia, para el cálculo del índice de severidad de los efectos derivados de la contaminación de las aguas subterráneas para las personas y la población ($I_s(C2PO)$).....	109
Figura 32. Criterio de selección del escenario de exposición ($V_P \times F_{SUB}$): recurso y ecosistema más vulnerable y concentración de contaminante a la que se encuentra expuesto en función de la distancia, para el cálculo del índice de severidad de los efectos derivados de la contaminación de las aguas subterráneas para el medio natural ($I_s(C2NA)$).	112
Figura 33. Mecanismos de transporte eólico.....	117
Figura 34. Emisiones fugitivas de material particulado en una presa de residuos mineros.....	119
Figura 35. Evidencias de movilización de material particulado por la acción del viento en diversas presas de residuos mineros (formaciones dunares y ripples en diques y plataforma de depósitos mineros).	120
Figura 36. Gráficos de distribución granulométrica de un conjunto de presas españolas, en los que se aprecian las diferencias entre el material tomado en superficie (arriba) y el material erosionado y redepositado por el viento (abajo).....	123
Figura 37. Gráfica que permite asignar valores del factor erodibilidad eólica en función del contenido en partículas inferiores a $75 \mu m$ ($0,075 mm$).	125
Figura 38. Valores medios de las fracciones arena, limo y arcilla (USDA) de muestras tomadas en superficie (S) de presas de lodos de flotación de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión y de Mazarrón (Murcia).	126
Figura 39. Gráfica que permite asignar valores del factor de aridez (F_{AR}) en función del índice de aridez de De Martonne (I_a).	129
Figura 40. Rosas de velocidades (m/s) y frecuencias (%) e histograma de velocidades medidas en m/s de la Bahía de Portman (Murcia) obtenidos del Mapa Eólico Nacional (CENER).	132
Figura 41. Gráfica que permite asignar valores del factor velocidad del viento (V_v) en función de la velocidad media del viento (V_m) en una estación cercana.	133
Figura 42. Gráfica que permite asignar valores del factor superficial (F_s) en función de la superficie expuesta, medida en hectáreas, para un depósito de residuos mineros.	135
Figura 43. Valoración del factor de exposición (F_{PM}) a concentraciones de polvo en función de la distancia al foco emisor.	148

Figura 44. Criterio de selección del peor escenario de exposición ($V_P \times F_{PM}$) para el cálculo del índice de severidad de los efectos sobre la población del material particulado movilizado por el viento ($Is(C3PO)$).	154
Figura 45. Criterio de selección del escenario de exposición ($V_P \times F_{PM}$): receptor o ecosistema más sensible y concentración de contaminante a la que se encuentra expuesto en función de la distancia, para el cálculo del índice de severidad de los efectos sobre el medio natural del material particulado movilizado por el viento ($Is(C3NA)$).	158
Figura 46. Base del talud de la presa de residuos de flotación San Cristobal II, en las proximidades de Mazarrón (Murcia, febrero de 2011). Se aprecia como la erosión lleva material de la presa por el arroyo y lo deposita en parcelas situadas aguas abajo, lo que se ve favorecido por un cambio de pendiente del terreno.	161
Figura 47. Taludes de una presa de residuos de flotación en las proximidades de Mazarrón (Murcia).	169
Figura 48. Medida de la superficie ocupada en planta por el talud del dique de la presa minera conocida como Represa III (Minas de Ríotinto, Huelva), utilizando la herramienta de medida de superficies del visor SIGPAC.	172
Figura 49. Gráfica que permite asignar valores del factor superficie de taludes (F_{ST}) en función de la superficie de taludes (S_T), medida en hectáreas, para un depósito de residuos mineros.	173
Figura 50. Gráfica que permite la asignación de valores del factor de polución (F_{CO}) en función de los valores obtenidos del índice de contaminación (IC), calculado a partir de datos de contenidos totales en elementos metálicos y no metálicos.	178
Figura 51. Gráfica que permite la asignación de valores del factor población expuesta (P_{EX}) en función del número de personas potencialmente abastecidas con aguas superficiales.	183
Figura 52. Gráfica que permite la asignación de valores del factor exposición a los contaminantes movilizados como sedimentos (F_{SUP}) en función de la distancia o distribución de las concentraciones de la carga contaminante en la masa de agua superficial.	184
Figura 53. Criterio de selección del escenario de exposición ($V_P \times F_{SUP}$): uso del agua más vulnerable y concentración de contaminante a la que se encuentra expuesto en función de la distancia, aguas abajo y en el sentido del flujo de agua, para el cálculo del índice de severidad de los efectos derivados de la emisión de sedimentos contaminantes para las personas y la población ($Is(C4PO)$).	187
Figura 54. Criterio de selección del escenario de exposición ($V_P \times F_{SUP}$): recurso y ecosistema más vulnerable y concentración de contaminante a la que se encuentra expuesto en función de la distancia, para el cálculo del índice de severidad de los efectos derivados de la emisión de sedimentos contaminantes sobre el medio natural ($Is(C4NA)$).	191
Figura 55. Tipologías de deslizamientos circulares (Charanpreet, 2009).	204
Figura 56. Escombreras de estériles de pizarra en San Pedro de Trones (León). Ejemplo de materiales de alta durabilidad vertidos en vertientes de fuerte pendiente.	208

Figura 57. Escombreras de estériles diversos, procedentes de rocas blandas de la formación Escucha (arenitas, arcillas, carbón, etc.), con abundantes finos, sobre la ladera y en el hueco de la Corta Santa Lucía (Teruel) (verano de 2002), son ejemplos de materiales de baja durabilidad.	208
Figura 58. Índice de probabilidad de ocurrencia ($I_p(\text{FESC})$) en función de la peligrosidad (P_{ESC}).....	213
Figura 59. Pila de residuos de lixiviación en Tharsis (Huelva).	224
Figura 60. Índice de probabilidad de ocurrencia ($I_p(\text{FESC})$) en función de la peligrosidad (P_{ESC}).....	230
Figura 61. Tipos o formas en que se vierten los lodos de flotación (relaves o colas) y la relación sólido líquido considerando peso o volumen (Rodríguez y Oldecop, 2006).	240
Figura 62. Esquema básico de la estructura de una presa de lodos (adaptado de IGME, 1986).	241
Figura 63. Partes integrantes de una hipotética presa minera construida mediante ciclonado de los lodos: a) dique inicial con el ángulo de inclinación del terreno (i), b) dique inicial con el señalamiento de las diferentes partes, y c) perfil de una sección de una presa (modificado de EC, 2004).	245
Figura 64. Tipologías de presas mineras construidas mediante relleno hidráulico con los propios residuos en función del sistema de recrecimiento (adaptado de Junghans and Helling, 1998). A) Aguas arriba, B) Aguas abajo, C) Línea central y D) Línea central desplazada	246
Figura 65. Construcción del dique de una presa de lodos por el método arcaico. Se observan los restos de los palos usados en el recrecimiento. A la izquierda la presa de lodos conocida como Lirio (Sierra Minera de Cartagena-La Unión, Murcia), y a la derecha la presa La Garma (Cartes, Cantabria)	247
Figura 66. Medida del parámetro altura en presas mineras con recrecimientos	252
Figura 67. Tipologías de presas según el lugar de emplazamiento (Vick, 1990)	256
Figura 68. Tipos de valle atendiendo a su encajamiento y anchura de fondo (Horacio y Ollero, 2011; modificado de Pardo-Pascual y Palomar, 2002)	259
Figura 69. Foto 1: rotura con flujo en la presa Luciana (Cantabria) producida en 1960, actualmente abandonada, en la que se produjeron dieciséis víctimas mortales. Foto 2: rotura con flujo en la presa El Descargador (Sierra Minera Cartagena-La Unión). Foto 3: rotura por erosión remontante regresiva de una presa en Portman (Sierra Minera Cartagena-La Unión). Foto 4: rotura de los diques por extracción de arenas para su aprovechamiento como áridos en la Mina El Soldado en Villanueva del Duque (Córdoba)	262

Figura 70 Formas de rotura de diques de presas de lodos. 1. Deslizamiento circular. 2. Deslizamiento circular atravesando el cimientado. 3. Deslizamiento superficial plano. 4. Deslizamiento circular de pie. 5. Deslizamiento plano con salida curva al pie. 6. Deslizamiento mixto con tramo recto siguiendo la capa débil. 7. Deslizamiento curvo con desarrollo por el cimientado y salida a cierta distancia del pie del dique. 8. Deslizamiento o fisuración según el quiebro. 10. Erosión remontante o regresiva. 11. Deslizamientos superpuestos. 12. Erosión interna, con cavidades en la base del dique y escape de lodos (extraído de IGME, 1986).....	263
Figura 71. Sección del sistema chimenea-conducto de desagüe (extraído de IGME, 1986)	264
Figura 72. Subsistencia del vaso de una presa de lodos en Portman (Sierra Minera Cartagena-La Unión) por colapso asociado a procesos de erosión interna.....	264
Figura 73. Hundimiento del vaso de una presa de lodos en La Carolina (Jaén) asociado al arrastre del material a través del sistema de drenaje de fondo.	265
Figura 74. Formas de erosión hídrica en diques de presas de lodos: a) erosión por salpicadura; b) erosión en regueros y tubificación al pie del dique; c) acarcavamiento; d) erosión en regueros y cárcavas	267
Figura 75. Modelo conceptual esquemático con los diferentes componentes de una presa de lodos de flotación abandonada (modificado de Zandarin <i>et al.</i> , 2009).....	270
Figura 76. Variación de la posición del nivel freático (línea de saturación) en una presa minera construida por el método aguas arriba en función de la segregación granulométrica y de permeabilidad de los residuos en el depósito. k_1 permeabilidad en el dique; k_2 permeabilidad en la zona de transición o playa; k_3 permeabilidad en la laguna de decantación; y k_f permeabilidad de la fundación (cimientado impermeable) (IGME, 1986).	271
Figura 77. Criterios para la identificación y delimitación de la laguna de decantación en presas minera. Izquierda: laguna de una presa en el Gorguel (Sierra Minera de Cartagena-La Unión), con presencia de sobrenadante, vegetación hidrófila y precipitados de sales. Derecha: laguna con sobrenadante en una presa en Rio Tinto (Huelva).....	273
Figura 78. Drenajes de fondo en diques de aguas arriba (up stream), aguas abajo (down stream) y línea central (centerline) (IGME, 1986).....	280
Figura 79. Escombrera sobre una presa en el Gorguel (Sierra Minera de Cartagena-La Unión).	286
Figura 80. Índice de probabilidad de ocurrencia ($I_p(\text{FPRE})$) en función de la peligrosidad (P_{FPRE}).....	287

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1. ANTECEDENTES

La Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 de marzo de 2006, sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas (en adelante: la Directiva), establece en su Artículo 20: “Los Estados miembros se asegurarán de que se confeccione y actualice periódicamente un inventario de las instalaciones de residuos cerradas, incluidas las instalaciones de residuos abandonadas situadas en su territorio que tengan un impacto medioambiental grave o que puedan convertirse a medio o corto plazo en una amenaza grave para la salud de las personas o para el medio ambiente. Este inventario, que se hará público, deberá realizarse a más tardar el 1 de mayo de 2012, teniendo en cuenta las metodologías a las que se refiere el artículo 21, si se dispone de ellas”. El mencionado Artículo 21 establece: “[...] Estas metodologías deberán permitir que se establezcan los procedimientos de evaluación del riesgo [...]”. La Directiva exige por tanto la aplicación de métodos o procedimientos de evaluación del riesgo para reconocer aquellas instalaciones de residuos mineros que tengan un impacto ambiental grave o que puedan convertirse a medio o corto plazo en una amenaza grave para la salud de las personas o para el medio ambiente.

La trasposición de la Directiva se realizó en España mediante el Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. En este Real Decreto se establece, de acuerdo con la Directiva, que: “En el plazo de cuatro años se elaborará un inventario de las instalaciones de residuos mineros clausuradas, incluidas las instalaciones abandonadas, situadas en territorio español, a fin de determinar aquéllas que tengan un impacto medioambiental negativo grave o que puedan convertirse a medio o corto plazo en una amenaza para la salud de las personas o para el medio ambiente. Este inventario servirá de base a un programa de medidas adecuado en el ámbito de las competencias estatales y de las comunidades autónomas”. Puede observarse que las exigencias recogidas en estas normas se establecen en términos de impacto medioambiental grave o de amenaza, sin que existan directrices sobre la forma de medir los tipos de riesgos asociados a los residuos mineros ni los niveles de reducción que deben ser alcanzados. Con estas premisas, la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental encomendó al Instituto Geológico y Minero de España

una serie de trabajos de asistencia técnica entre los que se incluía la realización de las siguientes actividades:

- Asistencia técnica en la implementación de la Directiva 2006/21/CE, sobre gestión de residuos de industrias extractivas (RIE).
- Elaboración de un procedimiento y metodologías para la realización de un inventario de emplazamientos e instalaciones de RIE en el que se incluya, entre otros aspectos, el impacto ambiental de dichas instalaciones y los residuos tóxicos o ecotóxicos existentes en ellas. Elaboración de un procedimiento para realizar un inventario de suelos contaminados por el desarrollo de actividades extractivas.
- Elaboración de un manual para la gestión de los RIE.
- Elaboración de criterios técnicos para la priorización, según el riesgo, de los emplazamientos y de las instalaciones de residuos de industrias extractivas que se hayan incluido en el inventario. Asistencia técnica para el análisis de riesgos inducidos por las instalaciones de RIE sobre el medio ambiente, la salud humana y los bienes.

Del último punto es posible deducir que el objetivo final es obtener un procedimiento para fijar prioridades de actuación, basado en el riesgo que presentan las instalaciones abandonadas o depósitos de residuos mineros, o cuando menos un reconocimiento, basado en el análisis de riesgos, de todos aquellos casos sobre los que puede resultar necesario tomar medidas y la urgencia de las mismas. El cumplimiento de cualquiera de los dos objetivos señalados permitiría planificar la elaboración de planes o proyectos de restauración, rehabilitación o remediación que aborden las situaciones más urgentes, en un contexto de medios económicos y materiales normalmente limitados. Una revisión de las escasas iniciativas que se han llevado a cabo a nivel internacional han mostrado que los métodos basados en la evaluación del riesgo por escenarios, haciendo uso de matrices de riesgo, se prestan de forma excelente al objetivo de establecer prioridades de actuación sobre territorios con abundante minería abandonada, destacando los trabajos desarrollados en Canadá (sobre todo en los territorios del norte) (Nahir *et al.*, 2006), en Reino Unido (Johnston *et al.*, 2007; Jarvis *et al.*, 2007) y especialmente en Chile (SERNAGEOMIN-BGR, 2008).

1.2. FUNDAMENTOS DE LA EVALUACIÓN DE RIESGOS

En términos generales, riesgo es la medida combinada de la probabilidad de que ocurra un suceso o evento y de sus consecuencias más o menos negativas. Por lo tanto, puede describirse como un concepto que tiene dos dimensiones: la probabilidad de ocurrencia y la severidad de las consecuencias. En el campo de la salud y del medio ambiente, el riesgo se identifica como la probabilidad de que un individuo o una población presenten una mayor incidencia de efectos adversos por exposición a un peligro (USEPA, 2001). Los llamados procesos de gestión de riesgos respaldan la toma de decisiones a través de la consideración de las incertidumbres y sus efectos sobre el grado de alcance de objetivos, al tiempo que asesoran sobre la necesidad de llevar a cabo determinadas acciones. La gestión de riesgos puede aplicarse tanto al nivel más alto de cualquier tipo de organización como al de cualquier actividad o función simple desarrollada en su seno. Se puede aplicar a proyectos específicos, para asistir con decisiones específicas, o para administrar áreas específicas reconocidas de riesgo. La administración de riesgos es un proceso iterativo que puede contribuir a la mejora general de la administración y gestión. Ha sido aplicada a un amplio rango de actividades, incluyendo:

- Administración de activos financieros, inversiones, operaciones de cambio monetario.
- Cambios: organizacionales, tecnológicos y políticos.
- Planificación de contingencias para desastres y emergencias asociados a fenómenos naturales o conflictos.
- Responsabilidades de directivos y altos cargos.
- Operaciones o proyectos que conllevan una potencial degradación del medio ambiente.
- Actividades potencialmente contaminantes.
- Prevención, detección y administración de procesos de propagación de enfermedades infecciosas.
- Seguridad en el transporte.
- Otras.

Algunas áreas de la gestión de riesgos, como por ejemplo, las áreas de seguridad, salud

y medio ambiente imponen criterios que reflejan una especial precaución ante las consecuencias negativas de determinados procesos, actividades, proyectos, etc. Incluso, es corriente que tales criterios estén contenidos ya de alguna forma en normas legales.

La gestión de riesgos conlleva la aplicación de métodos lógicos y sistemáticos con el objetivo de desarrollar los siguientes capítulos, cuya interrelación se representa en la **Figura 1** (Standards Australia, 2004a, b):

- Comunicar y consultar a los posibles interesados o afectados, tanto internos como externos a lo largo de todo el proceso.
- Establecer los objetivos y el contexto estratégico, organizativo y administrativo en el cual tendrá lugar el resto del proceso de gestión de riesgos.
- Identificar riesgos: identificar qué, por qué y de qué forma pueden suceder los posibles acontecimientos, como base para el análisis posterior.
- Analizar riesgos: determinar los controles existentes y analizar riesgos en términos de consecuencias y probabilidades, en el contexto de esos controles. El análisis debería considerar el rango que puede alcanzar la severidad o gravedad de las consecuencias potenciales y cuán probable es que ocurran esas consecuencias. Las consecuencias y probabilidades son combinadas para producir cada uno de los niveles estimados de riesgo.
- Evaluar riesgos: comparar niveles estimados de riesgos entre sí y con niveles preestablecidos, lo que posibilita que los riesgos sean ordenados, permitiendo identificar las prioridades de actuación. Si los niveles de riesgo evaluados son bajos, los riesgos podrían considerarse aceptables, con lo que no sería necesaria una actuación o respuesta.
- Tratar riesgos. Aceptar y monitorizar los riesgos de baja prioridad. Para otros riesgos, desarrollar e implementar un plan de gestión específico.
- Monitorizar y revisar el funcionamiento del sistema de gestión de riesgos y los cambios que podrían afectarlo.

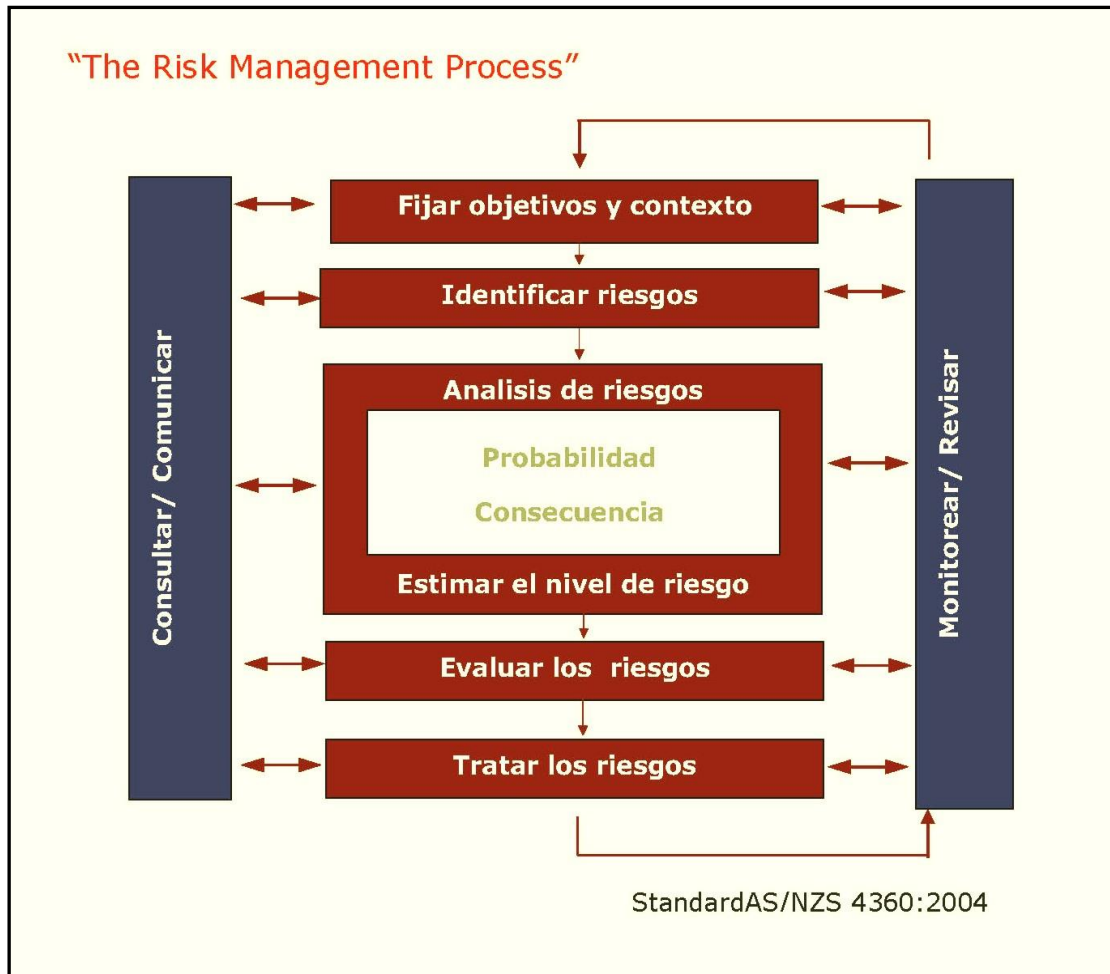


Figura 1. Elementos que componen la gestión de riesgos (Standards Australia 2004a, b).

El núcleo central del diagrama de la **Figura 1**, conjunto de identificación, análisis y evaluación de riesgos, suele denominarse en terminología anglosajona *Risk Assessment*, lo que podría traducirse por valoración de riesgos. En español, suele utilizarse de forma indistinta **análisis de riesgos** y **evaluación de riesgos** para denominar ese procedimiento central de valoración. La **evaluación de riesgos** es un proceso formalmente estructurado que persigue establecer prioridades de control o actuación mediante fórmulas transparentes y repetibles. Este procedimiento no pretende proporcionar soluciones detalladas de todas las circunstancias, casos o escenarios investigados, ni hace desaparecer los riesgos, pero permite establecer prioridades de actuación y, especialmente, reconocer aquellos que pudieran considerarse puntos críticos.

Como ya se ha dicho, el riesgo es función de la **probabilidad** de ocurrencia del efecto,

suceso o proceso indeseable considerado y de la **severidad** de las consecuencias esperables ante la ocurrencia de tal efecto. La predicción de riesgos está necesariamente cargada de ciertas incertidumbres, tanto para la asignación de la probabilidad como de la severidad de las consecuencias o del impacto. Es necesario hacer notar que, debido a la amplísima casuística a la que es posible aplicar las metodologías de evaluación de riesgos, suele hablarse de consecuencias (o severidad de las consecuencias), si bien, cuando se trata de riesgos ambientales, puede ser perfectamente razonable hablar de magnitud de los impactos.

Lógicamente, la evaluación de riesgos necesita nutrirse de información, siendo deseable poseer el máximo posible de información útil. Sin embargo, puede afirmarse que uno de los criterios para juzgar la calidad de un procedimiento de evaluación de riesgos es valorar hasta que extremo se hace uso o se interpreta la información ya existente en el momento de iniciar la evaluación. Salvo en el caso de proyectos en activo, no es razonable plantear un procedimiento de evaluación de riesgos en ausencia absoluta de información, del mismo modo que tampoco es lógico plantear, como parte de las primeras fases, una recopilación exhaustiva o excesivamente particularizada al objeto de la evaluación. Conviene remarcar que, incluso cuando pueda existir información muy detallada de uno o unos pocos elementos a evaluar, es posible que esto no se cumpla para todos aquellos a los que se quiere someter a evaluación. Por ello, una determinación exacta de la probabilidad y la severidad no será posible en la generalidad de los casos, ni será factible obtener una certeza absoluta. De este modo, el análisis de riesgos puede ser realizado con distintos grados de refinamiento, dependiendo de los datos disponibles. Según las circunstancias, el análisis puede ser cualitativo, semi-cuantitativo o cuantitativo, o una combinación de estos. La complejidad y el coste de estos análisis siguen un orden ascendente que va de lo cualitativo a lo cuantitativo. En la práctica, a menudo se utiliza primero el análisis cualitativo para obtener una indicación general del nivel de riesgo, pudiendo realizarse posteriormente un análisis cuantitativo más detallado, si existe información que permita hacerlo o se destinan medios para obtenerla.

El análisis cualitativo utiliza calificativos y escalas descriptivas para especificar la magnitud de las consecuencias potenciales y la probabilidad de que esas consecuencias ocurran. Estas escalas se pueden modificar o ajustar para adaptarlas a las circunstancias,

y se pueden utilizar distintas descripciones para riesgos diferentes. Por ejemplo, la probabilidad puede medirse a través de calificativos que pretenden reflejar posiciones relativas en una escala, tales como: “Alta”, “Media”, “Baja” y “Despreciable”. Lógicamente, la calificación depende de las condiciones y circunstancias particulares que estén siendo evaluadas en cada momento.

En la **Figura 2** se muestra un ejemplo de otra escala cualitativa aplicable a la valoración de la probabilidad de un suceso. Para que tal forma de valorar sea lo más invariable posible, es conveniente redactar guías que permitan aplicar dichas calificaciones de la forma menos subjetiva posible.

Nivel	Descriptor	Descripción
A	Casi certeza	Se espera que ocurra en la mayoría de las circunstancias
B	Probable	Probablemente ocurrirá en la mayoría de las circunstancias
C	Posible	Podría ocurrir en algún momento
D	Improbable	Pudo ocurrir en algún momento
E	Raro	Puede ocurrir sólo en circunstancias excepcionales

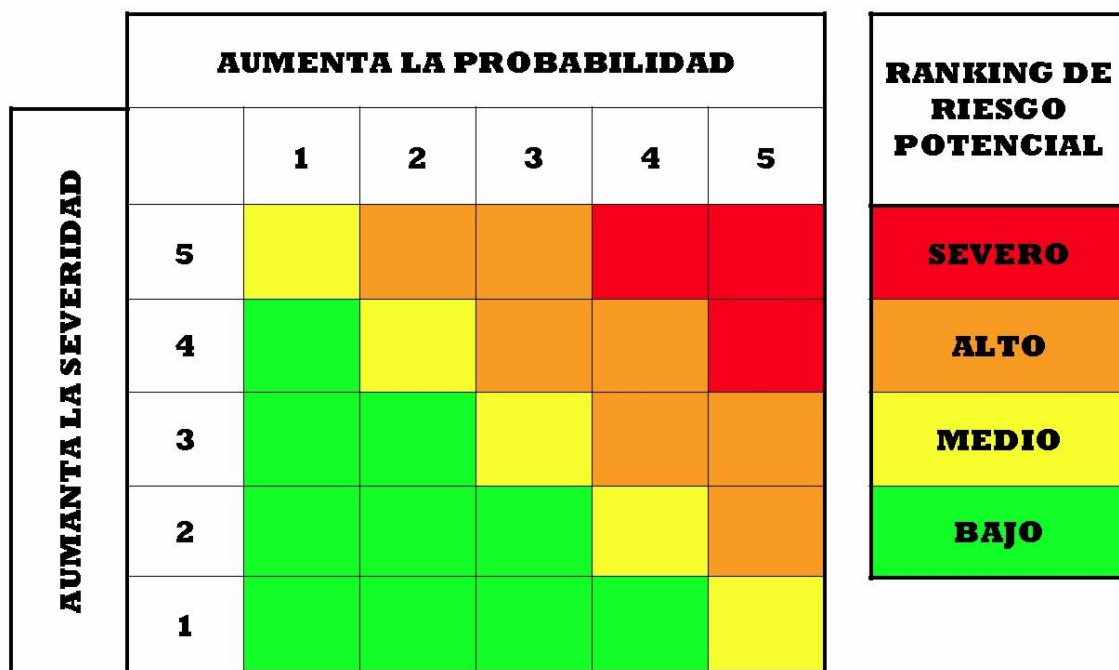
Figura 2. Tabla descriptiva de probabilidad de ocurrencia de un suceso con carácter cualitativo.

Para evaluar la severidad de las consecuencias pueden establecerse categorías tales como: “Catastrófica”, “Alta”, “Moderada”, “Baja” y “Despreciable”. En la **Figura 3** se muestra un ejemplo de otra escala cualitativa aplicable a la valoración de la severidad de un suceso. Es conveniente advertir que si se emplean calificativos que pueden llevar asociadas connotaciones de alarma (catastrófico, de extrema severidad, etc.) convendrá delimitar muy bien su significado para prevenir efectos indeseados en el momento de comunicar los resultados o hacerlos públicos.

La valoración final de los riesgos se realiza mediante matrices de doble entrada, considerando ambos aspectos (probabilidad y severidad). En la **Figura 4** se muestra una matriz general de valoración cualitativa del riesgo.

Consequence Categories Used for Failure Modes and Effects Analysis		
Category	Description	Effect on Environment
I	Safe	Negligible effect on environment.
II	Marginal	Failure will degrade environment to some extent, but will not cause major or long term damage.
III	Critical	Failure will degrade environment and, if action is not taken, major or long term damage will occur.
IV	Severe	Failure will produce severe environmental degradation.

Figura 3. Tabla de calificación de la severidad de las consecuencias de un suceso (Pelletier & Dushnisky, 1993).



UN EJEMPLO DE TABLA DE VALORACIÓN CUALITATIVA DEL RIESGO

Figura 4. Ejemplo de matriz o tabla general de valoración cualitativa del riesgo.

En el análisis semi-cuantitativo, a las escalas cualitativas, tales como las descritas anteriormente, se les asignan valores numéricos. El número asignado a cada descripción

no pretende normalmente guardar una relación precisa con la magnitud real de las consecuencias o probabilidades. El objetivo es establecer una gradación más clara que la que se logra normalmente en el análisis cualitativo, sólo eso. No permite obtener valores realistas para los riesgos, tales como los que se procuran en el análisis cuantitativo. Una característica particular de los enfoques cualitativo o semi-cuantitativo es que no persiguen comprender con exactitud la relación probabilidad/severidad/riesgo.

El análisis cuantitativo utiliza valores numéricos para las consecuencias y probabilidades utilizando datos de distintas fuentes (en lugar de las escalas descriptivas utilizadas en los análisis cualitativos y semi-cuantitativos). La forma más simple de análisis cuantitativo es similar en concepto al semi-cuantitativo, salvo porque suele ser más riguroso en el uso y manipulación de los valores que representan los dos componentes del riesgo. En cualquier caso, la probabilidad puede ser expresada fácilmente como una frecuencia, mediante una fracción o mediante un porcentaje (Standards Australia, 2004b). Otras veces la probabilidad deriva de una formulación de base físico-matemática más o menos compleja, siendo necesario asignar valores de probabilidad sencillos mediante un cambio de escala que considere el rango entre los valores extremos posibles.

Las consecuencias pueden ser estimadas modelando los resultados de un evento o conjunto de eventos, o extrapolando a partir de estudios experimentales o datos del pasado, pudiendo ser expresadas en términos de criterios monetarios, técnicos o humanos. En algunos casos se requiere más de un valor numérico para especificar las consecuencias para distintos momentos, lugares, grupos o situaciones. La forma en que se expresan las probabilidades y las consecuencias y las formas en que las mismas son combinadas para proporcionar una medida del nivel de riesgo variarán de acuerdo con el tipo de riesgo y el contexto en el cual se va a utilizar ese nivel de riesgo. En la **Figuras 5 y 6** se muestran valoraciones cuantitativas de la probabilidad y la severidad.

Category	Expected Likelihood	Annual Chance of Occurrence
Negligible	Less than $10^{-6}/\text{yr.}$	1:1,000,000
Very Low	$10^{-6}/\text{yr.}$ to $10^{-4}/\text{yr.}$	1:1,000,000 to 1:10,000
Low	$10^{-4}/\text{yr.}$ to $10^{-2}/\text{yr.}$	1:10,000 to 1:100
Moderate	$10^{-2}/\text{yr.}$ to $10^{-1}/\text{yr.}$	1:100 to 1:10
Significant	Greater than $10^{-1}/\text{yr.}$	Greater than 1:10

Figura 5. Tabla de valoración cuantitativa de la probabilidad de un suceso (Pelletier & Dushnisky, 1993).

Severity Level	Remediation Cost	Cost New Facilities or Additional Treatment	Loss of Use
High	> \$10 million remediation cost	> \$10 million initial cost or > \$1 million annual costs	Complete loss of resource (> 1 year)
Med-High	\$5 - \$10 million remediation cost	\$4 million initial cost or \$0.5 million annual costs	Temporary loss of resource (< 1 year)
Med	\$0.5 - \$5 million remediation cost	\$2 million initial costs or \$250,000 annual costs	Temporary loss of resource (< 1 month)
Med-Low	< \$0.5 million remediation cost	\$1 million initial costs or \$1,000 annual costs	Temporary loss of 2 million gallons storage (inability to use resource for 1 week)
Low	Minimal remediation costs	No additional treatment required	No loss of resource

Figura 6. Ejemplo de valoración de la severidad para evaluar el riesgo de implantar diversos tipos de actividades en una zona reconocida como acuífero de interés para el abastecimiento de la ciudad de Nome (Alaska) (Bristol, 2006).

Especialmente cuando el análisis es de tipo cualitativo, aunque intuitivamente se evalúe sobre la base del concepto de probabilidad, el desarrollo de determinados procesos se puede analizar de forma más adecuada como una función de dos factores o grupos de factores tales como:

- Factores causales (que conforman la susceptibilidad) y que son aquellos factores que crean una oportunidad para que ocurra el proceso o suceso.
- Activadores de los factores causales (o factores desencadenantes).

De este modo se puede establecer algún tipo de formulación cuyos resultados puedan ser más o menos cuantitativos, de forma que permitan evaluar la probabilidad como una función de la susceptibilidad y de los factores desencadenantes (CCMA, 2005). Otras veces la valoración de la severidad se realiza de forma más cómoda y lógica utilizando los conceptos vulnerabilidad y exposición, entendiendo que la severidad de las consecuencias de un suceso que se da por hecho es mayor cuando él o los receptores son más vulnerables y están más expuestos.

Se comprende fácilmente que para que la metodología de evaluación de riesgos pueda ser de utilidad en relación con las actividades mineras abandonadas, ha de ser capaz de contemplar la enorme variedad de situaciones o escenarios de riesgo posibles en todos los casos que pudieran presentarse. Una buena forma de conseguir esto es confeccionar un listado de posibles escenarios de riesgo que incluya los posibles fallos, sucesos o procesos, ya sean accidentales, instantáneos o continuos, temporales o permanentes, ligados a todos los elementos o componentes de un emplazamiento o área minera, tal y como se explica, por ejemplo, en SERNAGEOMIN-BCR (2008). En dicho trabajo, se intenta que cada escenario quede precisa y concisamente descrito, siendo esta descripción parte importante del sistema de evaluación desde el momento en que representa un escenario de riesgo tipificado y fijo. En realidad, cada uno de los escenarios de riesgo que puedan ser definidos representa una clase de escenarios individuales hipotéticos, cuya severidad y probabilidad de ocurrencia variarán en función del caso concreto que se esté examinando. También es útil asignar a dichos escenarios tipificados un código alfanumérico. Algunos ejemplos de escenarios de riesgo asociados a la existencia de depósitos de residuos mineros se muestran en la **Figura 7**, en la que los códigos asignados aparecen en la tercera columna.

RESIDUOS MINEROS MASIVOS	Acopios de relaves depositados en torta u otro sistema	EPS 7	Falla del talud de relaves depositados en torta u otro sistema de acopio que podría afectar personas, medio ambiente o actividades económicas.	Sismos, erosión por agua.
		EPS 12	Caída de personas a desnivel.	Accesos abiertos a faenas abandonadas.
	Botaderos de rípios de lixiviación	EPS 8	Falla del talud de pilas de rípios de lixiviación que podría afectar personas, medio ambiente o actividades económicas.	Sismos, erosión por agua.
		EPS 12	Caída de personas a desnivel.	Accesos abiertos a faenas abandonadas.
	Botaderos de desmonte, estéril, minerales de baja ley	EPS 9	Falla del talud de botaderos de desmontes, estériles o minerales de baja ley que podría afectar personas, medio ambiente o actividades económicas.	Sismos, erosión por agua.
				Sismos, erosión por agua.

Figura 7. Ejemplos de escenarios de riesgo tipificados utilizados por el Servicio Nacional de Geología y Minería de Chile para la evaluación de riesgos de faenas mineras abandonadas (SERNAGEOMIN-BGR, 2008).

La idea es que, una vez que existe una batería de escenarios codificados, para cada estructura minera se realicen las valoraciones sobre la severidad y probabilidad de ocurrencia de todos y cada uno de ellos. Si se evalúa la probabilidad y severidad de todos los escenarios correspondientes a cada uno de los lugares de estudio, los resultados pueden plasmarse situando los códigos de los escenarios evaluados sobre lo que se denomina **matriz de riesgo** o matriz de valoración del nivel de riesgo, la cual es un medio para visualizar al mismo tiempo las dos dimensiones del riesgo y de mostrar la clasificación del mismo. Si además, como suele ser habitual, se utilizan códigos de color de tipo semáforo (más rojo implica más elevado nivel de riesgo), el resultado final es una especie de carta de presentación del emplazamiento evaluado. De este modo, es posible explorar el resultado de evaluar una lista de emplazamientos visualizando fácilmente los de mayor problemática, a través de la situación que ocupan los correspondientes códigos sobre las matrices, como se muestra en el ejemplo de la **Figura 8.**

		LIKELIHOOD				
		NOT LIKELY	LOW	MODERATE	HIGH	EXPECTED
CONSEQUENCE	EXTREME	B14.1, B15.2, B16.2	A42.2, A57, A81.6, B14.1, B14.2, B15.2, B16.2, B91.2, B91.3	A81.2, B92.3, B93.2, B93.3	A56, B15.1, B16.1, B91.1	
	HIGH		A101.3	A12.3, A63.3, B11.2, B11.3, B13.1, B13.2	B11.1	B81.1
	MODERATE	B17	B17, B92.1, B92.2, B93.1	A63.3, B12.1, B18	A63.4, B12.2, B55.2	B81.3, B81.4, B94.1, B94.2
	LOW		A13, A22.2, A61.5, A92.2, A92.3, B85	A101.4	A53.2, A55.2, A61.4, A61.6, A71.1, A71.2, A81.4, A81.5, A92.3	A14.1, A54, A63.1, A63.2, A81.3, A92.1, A92.4, A92.6, B51, B52, B53, B71.1, B71.2, B81.2
	NEGLECTIBLE		A41.2, A41.4, A41.7, A42.2, A61.1, A63.5, A101.2, A101.6, B21.1, B22.1, B23.1, B31.2, B31.3, B31.4, B31.5, B31.6, B33.4, B33.5, B33.6, B34.1, B37.1, B41.1, B41.2, B41.3, B41.4	A21.1, A21.2, A22.1, A41.5, A41.6, A52, A61.2, A62, A81.1, B31.1, B32.2, B33.1, B36.1	A12.2, A41.1, A41.3, A53.1, A55.1, B31.3, B33.2, B33.3	A11, A12.1, A14.2, A41.8, A42.1, A61.3, A91, A101.5, A101.7, B21.2, B22.2, B23.2, B32.1, B34.2, B35.1, B35.2, B36.2, B37.2

Figura 8. Matriz de riesgo que muestra la evaluación de un agrupamiento de escenarios codificados alfanuméricamente, relativos a “salud y seguridad” (Robertson & Shaw, 2009).

Si se asume que el objetivo final de la evaluación de riesgos es determinar aquellos depósitos de residuos sobre los que es necesario actuar con urgencia, aquellos otros sobre los que habrá que actuar con menor premura y aquellos con los que es aceptable convivir con un cierto control, será necesario establecer las áreas de la matriz de riesgos que implican una determinada decisión, después de analizar detalladamente la actividad minera a través de los escenarios tipificados y las valoraciones sobre impactos y probabilidades. Todos los elementos del procedimiento deben ser considerados a la hora de fijar las “áreas de color” asociadas a los diferentes niveles de riesgo y el alcance que ha de tener el hecho de colocar un determinado escenario en alguna de ellas: análisis cualitativo o cuantitativo, calificativos usados para probabilidad y severidad, clases de escenarios, número de niveles de calificación para la severidad y probabilidad (número de filas y columnas de la matriz), consecuencias o implicaciones de tipo normativo, etc. El número de columnas y filas en una matriz de riesgo puede ser diferente dependiendo

de la información de partida y del grado de refinamiento que se considere necesario aplicar. En el ejemplo de la **Figura 8** se muestra un total de veinticinco combinaciones de riesgo potencial con nueve niveles de riesgo (nueve colores), mientras que en la **Figura 4** se muestra una matriz con cuatro niveles de riesgo para el mismo número de combinaciones. En cualquier caso, una matriz no será del todo válida a menos que cada calificación del riesgo asignada a cada combinación posible de probabilidad/severidad sea analizada para asegurar que la herramienta refleja de forma coherente la percepción de riesgo.

Otro aspecto a considerar es el de la simetría o asimetría de las matrices. Suele tenderse a emplear matrices simétricas, es decir, que tengan el mismo número de niveles de probabilidad y de severidad. Así por ejemplo, en los trabajos desarrollados en Reino Unido (Johnston *et al.*, 2007; Jarvis *et al.*, 2007) se han utilizado matrices de tres por tres, mientras que en los territorios del Norte de Canadá se han preferido las de dimensiones cinco por cinco (Nahir *et al.*, 2006; Robertson & Shaw, 2009). Curiosamente, en los trabajos desarrollados en Chile (SERNAGEOMIN-BGR, 2008), se emplearon matrices asimétricas de tres por cuatro, con la intención de destacar un grado superior de severidad para efectos negativos sobre las personas.

CAPÍTULO 2. MÉTODO DE EVALUACIÓN DE RIESGOS
PROPUESTO

2.1. ESQUEMA GENERAL DEL PROCEDIMIENTO DE EVALUACIÓN DE RIESGOS PROPUESTO

Como ya se ha mencionado, los métodos de análisis de riesgos ambientales que emplean matrices de evaluación de riesgos pueden servir muy bien a los objetivos de establecer prioridades de actuación para territorios con abundantes emplazamientos mineros abandonados o depósitos de residuos mineros. La idea rectora es que la priorización o jerarquización de prioridades de actuación se ha de basar en la comparación de matrices de riesgo obtenidas para todos los emplazamientos inventariados, es decir, de la posición que ocupan en las diferentes áreas de color de las matrices los escenarios tipificados que hayan sido evaluados para cada emplazamiento y la comparación entre unos emplazamientos y otros. Según Pelletier & Dushnisky (1993), existen tres metodologías de evaluación de riesgos ambientales que se adaptan especialmente bien a las operaciones mineras: el Análisis Crítico de los Modos y Efectos de Fallos (traducción más o menos literal de *Failure Modes and Effects Criticality Analysis-FMECA*), el Análisis del Árbol de Eventos (*Event Tree Analysis*) y el Análisis mediante Árbol de Errores (*Fault Tree Analysis*). El tipo o la combinación de técnicas de evaluación que mejor se adapte a una aplicación en particular es, en gran medida, función del tipo de datos de los proyectos o realidades que se estén valorando. El primero de ellos, proporciona un enfoque estructurado para la identificación de sucesos, eventos o situaciones no deseadas, la consideración de la probabilidad de ocurrencia y la estimación de sus efectos o consecuencias, que se ajusta bastante bien a la casuística presente en áreas mineras abandonadas. El procedimiento de Evaluación de Riesgos Simplificada (ERS) que se propone combina en realidad elementos de las metodologías denominadas Análisis Preliminar de Peligros (*Preliminary Hazard Analysis*) y Análisis Crítico de los Efectos y Modos de Fallo (*Failure Modes and Effects Criticality Analysis-FMECA*), tal y como son descritos por Espí (2007). Consta de las siguientes etapas:

1. Identificación de las situaciones que entrañan un riesgo, denominadas **escenarios de riesgo**.
2. Identificación de los posibles afectados, llamados **receptores** potenciales.
3. Estimación de la peligrosidad o **probabilidad de ocurrencia** para cada escenario de riesgo.

4. Estimación de la **severidad de las consecuencias** sobre los distintos receptores.
5. Aplicación de las valoraciones sobre una **matriz de riesgos** para distinguir riesgos por su nivel de significación, lo puede permitir catalogar los depósitos de residuos y ordenarlos por orden de prioridad de actuación.
6. Elaboración de un listado priorizado de instalaciones de residuos mineros y/o aplicación de una metodología de **Evaluación de Riesgos Detallada (ERD)**. Normalmente será necesaria una evaluación de riesgos de mayor detalle o ERD en aquellos casos en que exista un alto grado de incertidumbre sobre la evaluación simplificada anteriormente realizada, o cuando se plantee ya el diseño de actuaciones de rehabilitación o remediación.

El procedimiento intenta ser coherente, en la medida de lo posible, con el texto de la Directiva 2006/21/EC y las Decisiones de la Comisión que la complementan, en lo que se refiere a clasificación de los residuos y de las instalaciones de residuos. Sin embargo, para la gran mayoría de los depósitos de residuos abandonados existentes, la información que sería necesaria para hacerlo correctamente no existe, por lo que sería obligado realizar campañas de muestreo y análisis de laboratorio ajustados a las normas en cada caso, o buscar alternativas a esto y realizar la evaluación introduciendo un término complementario de **incertidumbre**, que junto a los resultados finales de la evaluación permitiera establecer las prioridades o las necesidades de investigaciones posteriores limitadas a los casos en los que se considere necesario. Para realizar una evaluación de riesgos de los depósitos de residuos mineros se ha de partir de un inventario de los mismos que recoja información actualizada y real de sus características, amén de otra serie de materiales que pueden ser de utilidad para efectuar la evaluación: mapas topográficos, imágenes aéreas, mapas geológicos, mapas de unidades hidrogeológicas, información sobre aspectos geoquímicos (informes, artículos científicos, etc.), usos del entorno, distancia a núcleos de población, etc. Existen, por tanto, unas necesidades básicas de información que se consideran imprescindibles para efectuar la evaluación de los diferentes escenarios de riesgo y que se irán detallando más adelante. Igualmente, se considera que es imprescindible un mínimo de información analítica de muestras que puedan considerarse representativas de cada instalación de residuos. Todo este conjunto de información es la base para el procedimiento de **Evaluación de Riesgos Simplificada**, según el esquema de la **Figura 9**.

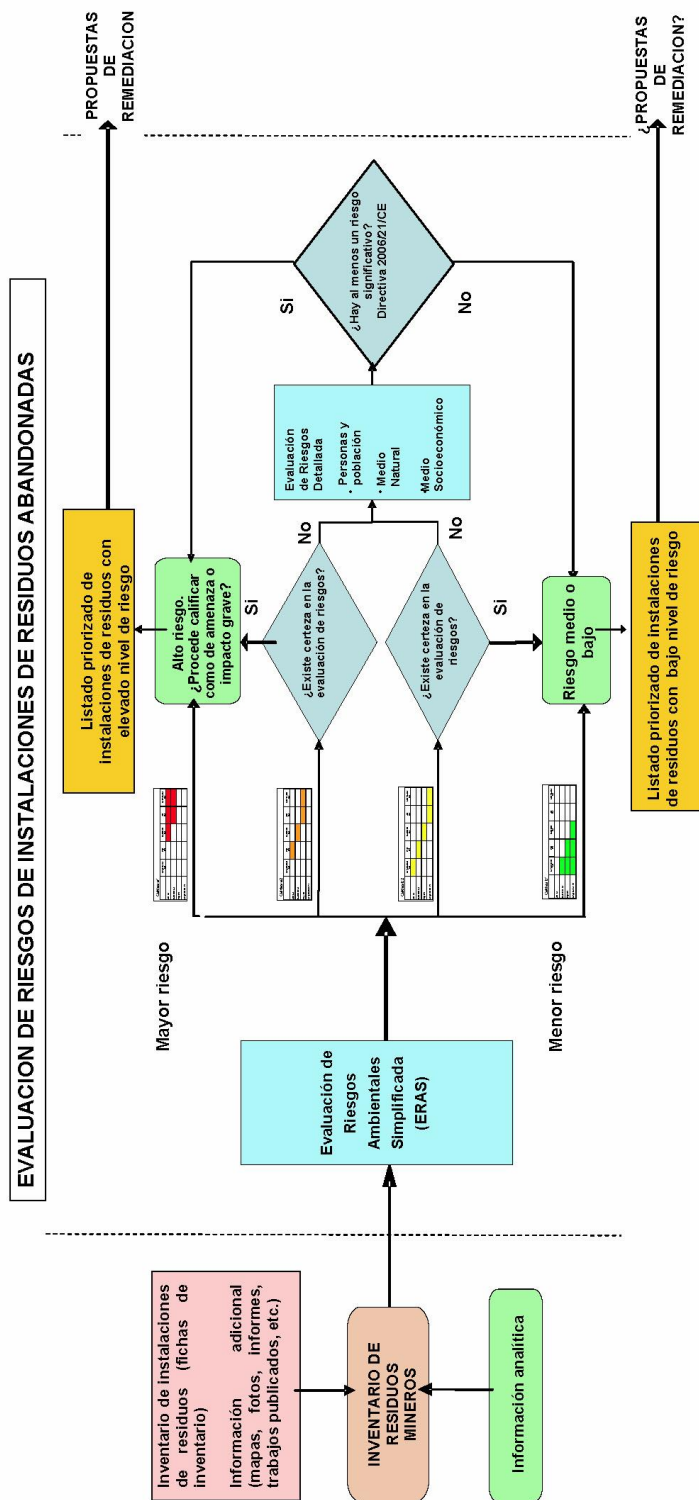


Figura 9. Esquema general del procedimiento de Evaluación de Riesgos Simplificada de Instalaciones de Residuos Abandonadas.

Una vez obtenida la lista definitiva de prioridades de actuación, es factible analizar si procede o no declarar los depósitos de residuos que ocupan las posiciones más elevadas como de Categoría A, de acuerdo con los criterios establecidos en la Directiva 2006/21/EC, o si deben ser considerados en los inventarios nacionales de acuerdo al nivel de amenaza que suponen.

Normalmente, el establecimiento de prioridades en forma de lista, elaborada a partir de información homogénea y siguiendo un método de evaluación de riesgos sobre la base de criterios científico-técnicos debería resaltar los lugares donde es más urgente actuar con arreglo a este tipo de criterios. Sin embargo, el proceso de toma de decisiones no tiene porqué estar terminado en este punto, pudiendo ser necesario conjugar estas prioridades con otras fijadas de acuerdo con otro tipo de razones: sociales, de estrategia territorial, políticas, etc.

Los criterios fundamentales para la evaluación del riesgo serán predominantemente cualitativos, conservadores (pesimistas) y economizadores desde el punto de vista de la adquisición de información, buscando maximizar el empleo de datos ya existentes. No obstante, también conviene destacar que si se decide actuar sobre los emplazamientos que encabezan la teórica lista de prioridades de actuación, será necesario realizar nuevos trabajos de prospección de mucho mayor detalle, incluyendo la obtención de nuevos datos, de cara a cuantificar y definir los objetivos, así como para diseñar medidas al nivel que requiere un proyecto de remediación o rehabilitación realista. Es importante resaltar esto último: no es necesario para la evaluación de riesgos conocer todos los aspectos que pueden ser relevantes para una rehabilitación de todos y cada uno de los emplazamientos o depósitos de residuos mineros, pues podrían tratarse de cientos en un solo inventario. Lo que se necesita es tener una información uniforme de los mismos (idealmente un inventario de fichas), y disponer de una metodología sencilla, al tiempo que sistemática, la cual permita fijar prioridades aun a riesgo de cometer algún error, pero que garantice lo suficientemente bien que los lugares de mayor problemática van a destacar y a situarse en “posiciones altas de una hipotética lista de prioridades”.

2.2. IDENTIFICACIÓN DE ESCENARIOS DE RIESGO

Como ya se ha comentado, interesa que cada uno de los escenarios de riesgo definidos represente en realidad una clase de escenarios individuales hipotéticos, cuya severidad y probabilidad de ocurrencia variarán en función del depósito de residuos concreto sobre el que se esté realizando la evaluación. La idea es que los escenarios de riesgo considerados formen un conjunto que cubra los posibles efectos que se pueden dar y resulten ser siempre o casi siempre **relevantes**, tratándose de instalaciones de almacenamiento o depósitos de residuos mineros. No obstante, la constatación o el conocimiento de que una circunstancia particular se produce con cierta frecuencia puede constituir una información adicional susceptible de ser considerada durante el proceso de toma de decisiones, puesto que, como ya se explicó, dicho proceso no finaliza con la evaluación de riesgos sistemática que aquí se propone, pudiendo incluir cualquier otro elemento de juicio (social, económico, legal, etc.) que se considere oportuno.

Si se emplea un modelo de ficha de inventario suficientemente completo, se dispondrá de una posibilidad de descartar de modo relativamente sencillo aquellas que razonablemente no representan un problema, ya sea por su escasa entidad, su situación en lugares muy remotos, las evidencias de la recuperación del ecosistema sin intervención del hombre, etc. De hecho para cada una de las sistemáticas de valoración de escenarios que más adelante se proponen (**CAPÍTULO 3 y 4**), se ha intentado además destacar los aspectos cuyo reconocimiento permite identificar aquellos que ofrecen pocas dudas sobre la escasa probabilidad de ocurrencia de efectos negativos, o de la reducida severidad de las consecuencias de los mismos, para lo que ha resultado de utilidad el trabajo de ICWFAG (2010).

Por otro lado, para sistematizar el conjunto de los escenarios tipificados que pueden tener utilidad en la evaluación de todos y cada uno de los depósitos de residuos mineros, puede ser interesante agruparlos en clases. Separar los escenarios de riesgo por clases evita que se diluya la evaluación de determinados riesgos, permitiendo además concretar mejor las posteriores actuaciones de remediación.

En primer lugar, cabe distinguir aquellos escenarios que pueden ser descritos como *escenarios de riesgo por contaminación* o que se producen cuando concurren tres circunstancias:

- Tiene que haber un **contaminante** presente en concentraciones tales que pueda generar efectos no deseados en los receptores.
- Tiene que haber una **vía de exposición** mediante la cual el receptor entre en contacto directo con el contaminante.
- Tiene que haber al menos un **receptor**.

Este tipo de riesgo requiere de un vehículo o vía de exposición (el aire o el agua y, por influencia de los anteriores, también el suelo) para que el elemento contaminante alcance a los receptores y produzca los efectos no deseados. La ausencia de una vía de exposición hace que no exista riesgo.

Después de una revisión bibliográfica, se ha optado por considerar los siguientes grupos de escenarios de contaminación a los que se les ha asociado un código alfanumérico que aparece entre paréntesis:

- Generación de efluentes contaminantes con afección a las aguas superficiales (C1).
- Generación de efluentes contaminantes con afección a los recursos hídricos subterráneos (C2).
- Movilización de material particulado por acción del viento (C3).
- Emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica (C4).

Conviene advertir que, en función del receptor, un determinado material puede ser considerado causa de contaminación o no. Aquí se entenderá el término contaminante como todo aquel material o componente que puede resultar peligroso, procedente de la actividad humana, cuya concentración es tal que supone un riesgo inaceptable para el medio ambiente, la población o las actividades económicas: un material pulverulento silíceo no es igual de pernicioso para los suelos que para las plantas donde se deposita, como tampoco lo es para las personas que lo pueden inhalar.

Los escenarios de contaminación contemplados más arriba han de valorarse para todos los depósitos mineros sobre los que se pretenda realizar una evaluación de riesgos. En el trabajo del SERNAGEOMIN-BGR (2008), el cual ha sido una referencia importante para este manual, se consideran además otros escenarios de riesgo derivados de la accesibilidad de personas a instalaciones mineras en las que se encuentran reactivos de proceso (como el cianuro), remanentes de procesos de beneficio (residuos con mercurio del proceso de amalgamación o arsenicales de la tostación); acopios de concentrados, etc., los cuales pueden ser manipulados por personas poco conscientes de los daños que éstos pueden provocar. Estos tipos de escenarios quedan fuera del alcance de la consideración de la Directiva, la cual limita las obligaciones de los Estados miembros a tener en cuenta sólo los riesgos asociados a los depósitos de residuos de las industrias extractivas originados en la extracción y tratamiento y depositados en escombreras, presas y balsas. Sin embargo, se ha comprobado que puede ser necesario considerar un escenario más, relativo a la posibilidad de que se produzca un contacto directo por inhalación, ingestión accidental o contacto dérmico, para aquellos casos en los que se perciba una elevada accesibilidad para personas, o se advierta que los depósitos de residuos son utilizados para el desarrollo de diversas actividades (recreativas, deportivas u otras). Este escenario se ha denominado:

- Contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades (CD)

Por otra parte, pueden considerarse los riesgos asociados a los posibles fallos de las estructuras de almacenamiento o contención de los residuos. La posibilidad de que se produzcan roturas de taludes o diques depende en buena medida de los aspectos constructivos concretos de cada instalación, su situación en el entorno, el posible deterioro de las condiciones de estabilidad, etc. Por la propia naturaleza de los procesos de rotura de taludes o diques, los efectos suelen manifestarse de forma rápida, cuando no inmediata. Una vez roto un talud o dique, el desplazamiento del material puede llegar a cubrir una mayor o menor superficie de terreno. La magnitud de esa zona de afección determina los elementos en riesgo o receptores expuestos, los cuales pueden ser tan diversos como la flora y fauna silvestre presente, cultivos y ganado, infraestructuras, superficies que sustentan diversas actividades económicas y, por supuesto, áreas habitadas o frecuentadas por la población. En definitiva, la evaluación del riesgo en este

tipo de procesos depende de en qué grado la instalación es una fuente de riesgo potencial o peligro y del tipo de receptores potenciales que puedan ser afectados o alcanzados por el efecto, dando por hecho que éste se produce. Se ha desestimado, por su escasa relevancia, el análisis sistemático de la posibilidad de sucesos accidentales como sería, por ejemplo, una caída de personas por el talud de un depósito de residuos. No obstante, la constatación o el conocimiento de que tal circunstancia se dé con cierta frecuencia puede constituir una información susceptible de ser considerada adicionalmente, al proceso de toma de decisiones basado en la evaluación de riesgos sistemática que aquí se propone.

En función de las tipologías de depósitos de residuos mayoritariamente presentes en España, se han considerado tres tipos de escenarios que son mutuamente excluyentes, al estar referidos a tres tipos distintos de depósito de residuos: escombreras (botaderos), pilas de residuos de lixiviación (ripios) y presas de lodos (relaves o colas). También se les ha asociado un código alfanumérico que aparece entre paréntesis:

- Fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley (FESC).
- Fallo o rotura del talud de pilas de residuos de lixiviación (FLIX).
- Fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos (FPRE).

Normalmente, como se ha dicho, con esta serie de escenarios quedará cubierta la mayoría de riesgos potenciales normalmente asociados a los depósitos de residuos mineros. Sin embargo, no ha de quedar cerrada la posibilidad de definir y evaluar un escenario concreto distinto de los anteriores que en determinado caso pueda ser importante.

2.3. EVALUACIÓN DE LA PROBABILIDAD DE OCURRENCIA DE LOS ESCENARIOS DE RIESGO

El establecimiento cualitativo o cuantitativo de una medida de la probabilidad de ocurrencia de un escenario concreto, independientemente de las consecuencias que éste pudiera tener, se denomina también **peligrosidad**. Peligrosidad es un término que suele

estar más asociado a la posición o localización geográfica del proceso que se evalúa, la cual es fija para una determinada instalación de residuos mineros. La probabilidad de ocurrencia de un determinado escenario variará según las características concretas del depósito de residuos que se esté evaluando y de las circunstancias en las que se encuentre. Por ejemplo, la probabilidad de que se produzca una movilización de material particulado desde la superficie de un depósito concreto dependerá de la granulometría del mismo, de su estado de humedad y de la mayor o menor incidencia de vientos erosivos en el lugar donde se ubica. La probabilidad de ocurrencia vendrá determinada por una función de dichos factores que bien puede estar basada en los modelos matemáticos normalmente empleados para evaluar dicho proceso, pero no es necesario que proporcione resultados exactos. En un procedimiento de evaluación de riesgos como el planteado aquí, bastará que la estimación de la probabilidad sea cualitativa, como ya se explicó. Por ello, la evaluación se realizará a través de lo que se han denominado **índices de probabilidad (I_p)**, los cuales permiten evaluar en términos cualitativos cuán probable es que se produzca un efecto negativo asociado a los distintos escenarios. Los índices serán funciones simples de todos aquellos factores (elementos, circunstancias o condicionantes relevantes y evaluables en términos relativos) que contribuyan a modificar el grado de probabilidad de ocurrencia del escenario. Dichos índices, según el escenario al que se apliquen, podrán tener mayor o menor fundamento físico-matemático, y recogerán en mayor o menor medida apreciaciones de campo o juicios expertos, así como la experiencia previa de otros trabajos de valoración semejantes, por lo que es conveniente traducir todas las valoraciones a una misma escala numérica adimensional. La escala que se propone es la que se muestra en la **Tabla 1**.

CALIFICACIÓN	VALOR DEL ÍNDICE DE PROBABILIDAD (I_p)
MUY ALTO	≥ 4 (hasta 5)
ALTO	≥ 3 y < 4
MEDIO	≥ 2 y < 3
BAJO	≥ 1 y < 2
MUY BAJO	≥ 0 y < 1

Tabla 1. Escala general de valoración y calificación para los índices de probabilidad (I_p).

2.4. EVALUACIÓN DE LA SEVERIDAD DE LAS CONSECUENCIAS

Hasta aquí, puede observarse que la batería de escenarios propuestos no contempla los receptores, a pesar de que es necesario que existan para que se pueda hablar propiamente de riesgo. Los receptores han de ser identificados considerando su posición con respecto al depósito de residuos que se esté evaluando, y mediante la estimación del alcance o área afectada por el proceso o evento que está en el origen del escenario de riesgo. Se podrá objetar que, entre los efectos negativos de la rotura de un depósito y la liberación de los residuos, pueden incluirse procesos de contaminación, lo que complica el análisis, puesto que habría que pensar de nuevo en valoraciones de la probabilidad de que se produzcan procesos de contaminación asociados a la nueva situación creada: residuos esparcidos en un área mucho mayor que la que inicialmente ocupaban. Esto resulta demasiado complejo para lo que se pretende con la evaluación de riesgos que aquí se propone, siendo mejor asumir que todo el terreno afectado por un vertido accidental será arrasado por el mismo o por las inmediatas labores de limpieza que le sucederán (lo que está de acuerdo con la experiencia de los últimos años). En ese sentido es más cómodo valorar sobre todo aquello que pudiera verse afectado (población, ecosistemas, actividades económicas y bienes) desde el lado de la severidad. Para ello se necesita tener un mínimo conocimiento de la distribución y características de los posibles receptores a partir de la información reunida en inventarios o visitas al terreno y con el apoyo de información temática y cartográfica disponible de diversa índole.

Los escenarios se pueden diferenciar por las consecuencias sobre tres tipos de receptores:

- Efectos, consecuencias o impactos sobre las personas o la población (personas consideradas individualmente, áreas habitadas, lugares de trabajo o de reunión y poblaciones).
- Efectos, consecuencias o impactos para el medio natural (vida silvestre terrestre, vida acuática, suelos, zonas sensibles, etc.).
- Efectos, consecuencias o impactos sobre el medio socioeconómico (bienes, propiedades, y actividades económicas y sociales, tales como agricultura, ganadería, recreo, turismo, etc.).

De la combinación de los agrupamientos de escenarios establecidos en el punto 2.2 con estos tres tipos de receptores finales surgen los siguientes **escenarios de riesgo**:

- Efectos sobre las personas o la población derivados de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales (C1PO).
- Efectos sobre el medio natural derivados de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales (C1NA).
- Efectos sobre el medio socioeconómico derivados de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales (C1SE).

- Efectos sobre las personas o la población derivados de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos (C2PO).
- Efectos sobre el medio natural derivados de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos (C2NA).
- Efectos sobre el medio socioeconómico de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos (C2SE).

- Efectos sobre las personas o la población derivados de la movilización de material particulado por acción del viento (C3PO).
- Efectos sobre el medio natural derivados de la movilización de material particulado por acción del viento (C3NA).
- Efectos sobre el medio socioeconómico derivados de la movilización de material particulado por acción del viento (C3SE).

- Efectos sobre las personas o la población derivados de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica (C4PO).
- Efectos sobre el medio natural derivados de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica (C4NA).
- Efectos sobre el medio socioeconómico derivados de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica (C4SE).

- Efectos sobre las personas o la población derivados del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley (FESCPO).

- Efectos sobre el medio natural derivados del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley (FESCNA).
- Efectos sobre el medio socioeconómico derivados del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley (FESCSE).

- Efectos sobre las personas o la población derivados del fallo o rotura del talud de pilas de residuos de lixiviación (FLIXPO).
- Efectos sobre el medio natural derivados del fallo o rotura del talud de pilas de residuos de lixiviación (FLIXNA).
- Efectos sobre el medio socioeconómico derivados del fallo o rotura del talud de pilas de residuos de lixiviación (FLIXSE).

- Efectos sobre las personas o la población derivados del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos (FPREPO).
- Efectos sobre el medio natural derivados del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos (FPRENA).
- Efectos sobre el medio socioeconómico derivados del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos (FPRESE).

Adicionalmente, como ya se ha comentado, se añadirá otro escenario:

- Efectos sobre las personas o la población derivados del contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades (CD).

La evaluación de la gravedad de las consecuencias o severidad, en cada caso concreto, variará en función del tipo de receptor. De hecho, aunque cualquiera de los escenarios que se definan pueda tener hipotéticamente efectos sobre los tres tipos de receptores, lo normal es que la evaluación para cada uno de ellos esté basada en criterios distintos, específicos para cada tipo. Algunos escenarios, por su propia definición, pueden tener consecuencias comparativamente mucho menos importantes en función de los tres tipos de receptores. Por ejemplo, el polvo fugitivo es más pernicioso sobre la población que sobre las actividades económicas en la inmensa mayoría de los casos. Esta circunstancia, antes que obviada, puede quedar reflejada en la guía de evaluación en aras de convertir el método de evaluación en un proceso sistemático. Para cada

estructura minera que se evalúe, cabe plantear la exigencia de anotar el resultado de las tres valoraciones realizadas para cada escenario en las casillas reservadas a tal efecto en una especie de ficha resumen de evaluación, que puede ser muy útil de cara a posteriores planteamientos de remediación o rehabilitación.

La severidad de las consecuencias se evaluará también mediante lo que se han denominado **índices de severidad (I_s)**, los cuales permitirán evaluar en términos cualitativos la gravedad de que se produzca un efecto negativo asociado a los distintos escenarios. Los índices serán funciones simples de todos aquellos factores (elementos, circunstancias o condicionantes relevantes, y evaluables en términos relativos) que contribuyan a reducir o incrementar la severidad de los efectos de cada escenario. Dependiendo del tipo de efecto y de receptor, puede ser conveniente analizar la severidad de los daños en función de aspectos tales como la **exposición** y la **vulnerabilidad**, tal y como se irá mostrando en los capítulos siguientes. Estos índices de severidad también se valorarán en una escala de cero a cinco (**Tabla 2**).

CALIFICACIÓN	VALOR DEL ÍNDICE DE SEVERIDAD (I _s)
MUY ALTO	≥4 (hasta 5)
ALTO	≥3 y <4
MEDIO	≥2 y <3
BAJO	≥1 y <2
MUY BAJO	≥0 y <1

Tabla 2. Escala general de valoración y calificación para los índices de severidad (I_s).

La metodología diseñada debe ser capaz de responder adecuadamente al requerimiento más claro establecido en la Decisión de la Comisión 2009/337/EC, es decir, debe incluir en la categoría de máxima severidad aquellos casos en los que exista “un grave peligro para la salud humana” (Art. 1.). En el Art. 4.2. se expresa que “el riesgo de pérdida de vidas humanas o el peligro para la salud humana se considerará insignificante...si las personas que podrían verse afectadas...no se espera que estén presentes de forma permanente o durante largos periodos de tiempo en la zona potencialmente afectada”. En relación con el medio ambiente y las actividades económicas, no es tan sencillo extraer guías de la legislación, si bien se puede aceptar que la máxima severidad ha de

reconocer aquellos daños que pueden ser considerados permanentes o duraderos, o cuando el medio afectado no pueda recuperarse a través de pequeños esfuerzos de saneamiento y restauración.

El hecho de que tanto el índice de probabilidad como el de severidad de las consecuencias se valoren de acuerdo con una escala de cinco intervalos supone la adopción posterior de una matriz de riesgos de dimensiones cinco por cinco (cinco filas y cinco columnas).

2.5. CONFECCIÓN DE LAS MATRICES DE RIESGO

La evaluación del riesgo se basa, como ya se ha explicado, en la valoración conjunta de los dos factores involucrados: la probabilidad de ocurrencia de un escenario de riesgo por contaminación o por fallo en la estructura de almacenamiento de los residuos, y la severidad o gravedad de las consecuencias que pudiera generar sobre la salud y seguridad de las personas, sobre el medio ambiente y sobre las actividades económicas. En los capítulos siguientes se desarrollan los aspectos teóricos y se establecen los procedimientos para la evaluación de la probabilidad de ocurrencia y la severidad de las consecuencias de los diferentes escenarios de riesgo. Se han diseñado unas fichas de evaluación que facilitan la recopilación de los resultados obtenidos para cada depósito de residuos (**ANEXO I**). Una vez evaluadas la probabilidad y severidad de todos los escenarios correspondientes a cada uno de los lugares de estudio, los resultados pueden plasmarse situando los códigos de los escenarios evaluados sobre lo que se denomina **matriz de riesgo** o matriz de valoración del nivel de riesgo, en la cual se combinan ambos factores, de tal forma que para cada combinación de valores de probabilidad y severidad de las consecuencias resulta un único valor de magnitud del riesgo. Lógicamente, cuanto más probable sea el escenario de riesgo evaluado y cuanto más severas sean sus consecuencias, mayor ha de ser la magnitud del riesgo asociado a ese escenario en particular. Inversamente, los riesgos han de ser de menor magnitud cuanto más reducidas sean la probabilidad de ocurrencia y la severidad de las consecuencias del escenario evaluado. En la matriz que se propone, el nivel de riesgo se incrementa desde la parte inferior izquierda de la matriz hacia la parte superior derecha. Los colores rojo y naranja oscuro representan un riesgo muy alto y alto, respectivamente. El color naranja claro expresa un nivel de riesgo moderado y, por último, los colores amarillo y

verde un riesgo bajo y muy bajo, respectivamente (**Figura 10**). La idea es que, para cada estructura de almacenamiento de residuos mineros (escombrera, presa de residuos, o pila de lixiviación), se elabore una matriz de riesgo, en la que queden incluidos todos los escenarios de riesgo después de haber evaluado su probabilidad de ocurrencia y la gravedad de las consecuencias que tendría sobre la población, el medio natural y las actividades económicas, identificados mediante códigos (ver apartado **2.4.2**).

		SEVERIDAD DE LAS CONSECUENCIAS				
		MUY BAJA	BAJA	MEDIA	ALTA	MUY ALTA
PROBABILIDAD DE OCURRENCIA	MUY ALTA	BAJO	MODERADO	ALTO	MUY ALTO	MUY ALTO
	ALTA	BAJO	BAJO	MODERADO	ALTO	MUY ALTO
	MEDIA	MUY BAJO	BAJO	MODERADO	ALTO	ALTO
	BAJA	MUY BAJO	MUY BAJO	BAJO	MODERADO	MODERADO
	MUY BAJA	MUY BAJO	MUY BAJO	MUY BAJO	BAJO	MODERADO

Figura 10. Matriz de riesgo propuesta. La calificación de GRAVE o NO GRAVE pretende responder a lo establecido en el Artículo 20 de la Directiva 2006/21/CE.

Se propone que la aplicación de la metodología que aquí será descrita permita, en último término, calificar los depósitos de residuos merecedores de ser inventariados, es decir, que “tengan un impacto ambiental grave o que puedan convertirse a medio o corto plazo en una amenaza grave para la salud de las personas o para el medio ambiente” (Artículo 20 de la Directiva 2006/21/CE), pero no sólo eso, sino que pueda además establecerse un orden de prioridades de actuación. La ubicación de escenarios

de riesgo en casillas de color rojo o naranja fuerte, esto es, con un riesgo muy alto o alto, calificarán a la correspondiente estructura como de alta prioridad (**Figura 11**), desde el punto de vista de la implementación de acciones de remediación o rehabilitación, frente a aquellas otras estructuras cuyos escenarios de riesgo se ubiquen mayoritariamente en casillas de color verde o amarillo, que se calificaran como de prioridad muy baja o baja.

		SEVERIDAD DE LAS CONSECUENCIAS				
		MUY BAJA	BAJA	MEDIA	ALTA	MUY ALTA
PROBABILIDAD DE OCURRENCIA	MUY ALTA		C1PO, C1SE			C1NA, FESCNA
	ALTA		C3PO,C2NA	C2PO,C2SE, C3NA	C3SE	FESCPO, FESCSE
	MEDIA		C4PO,C4SE	C4NA		
	BAJA					
	MUY BAJA					

Figura 11. Matriz de riesgo de una hipotética estructura de alta prioridad por su alto riesgo

El nivel de riesgo asignado a una estructura o depósito minero será el del peor escenario de riesgo que presente. En la **Figura 12** se muestra la matriz de riesgo de una escombrera en la que la mayor parte de los escenarios de riesgo probables presentan una magnitud de riesgo muy bajo. Sin embargo, la sola existencia de un escenario de riesgo medio por rotura del talud de la escombrera, con el consecuente daño sobre el medio natural (FESCNA), será criterio suficiente por el que se le asigne un valor de riesgo moderado (lo que implica ya un nivel de impacto o amenaza grave), siendo aconsejable que dicha estructura se considere en los inventarios a los que se refiere el Artículo 20 de

la Directiva 2006/21/CE, si bien con un orden de prioridad muy inferior al ejemplo de la **Figura 11**.

		SEVERIDAD DE LAS CONSECUENCIAS				
		MUY BAJA	BAJA	MEDIA	ALTA	MUY ALTA
PROBABILIDAD DE OCURRENCIA	MUY ALTA					
	ALTA					
	MEDIA	FESCPO, FESCSE		FESCNA		
	BAJA	C2PO,C2SE, C4NA, C4PO		C2NA		
	MUY BAJA	C1PO, C1SE, C3NA,C3SE, C3PO	C1NA, C3SE			

Figura 12. Matriz de riesgo de una hipotética escombrera a la que se le ha asignado un valor de riesgo moderado.

La confección de las matrices de riesgo culmina el proceso de evaluación. Por sí solas, constituyen una herramienta que puede resultar de gran utilidad para la elaboración de una lista ordenada de prioridades de actuación de las estructuras mineras cerradas o abandonadas, con vistas a abordar la eliminación de aquellos riesgos considerados inaceptables, o en su caso, reducirlos hasta niveles aceptables. Sin embargo, como ya se mencionó, el establecimiento de prioridades siguiendo este método de evaluación de riesgos, sobre la base de criterios científico-técnicos, no tiene por qué ser el punto final del proceso de toma de decisiones, pudiendo ser necesario considerar otras prioridades establecidas de acuerdo con otro tipo de criterios: sociales, de estrategia territorial, políticas, etc.

2.6. EVALUACIÓN DE RIESGOS CONJUNTA DE MÁS DE UN DEPÓSITO DE RESIDUOS MINEROS

En ocasiones, la simple revisión de la situación en la que se encuentran varios depósitos de residuos mineros, aconseja la realización del proceso de evaluación para el conjunto que forman, antes que para cada uno de ellos de forma individualizada. Por ejemplo, cuando la naturaleza de los residuos de dos depósitos sea distinta, puede mantenerse la separación de los mismos en el proceso de inventario, si bien puede ser más razonable realizar el proceso de evaluación considerándolos conjuntamente (ver ejemplo en la **Figura 13**).

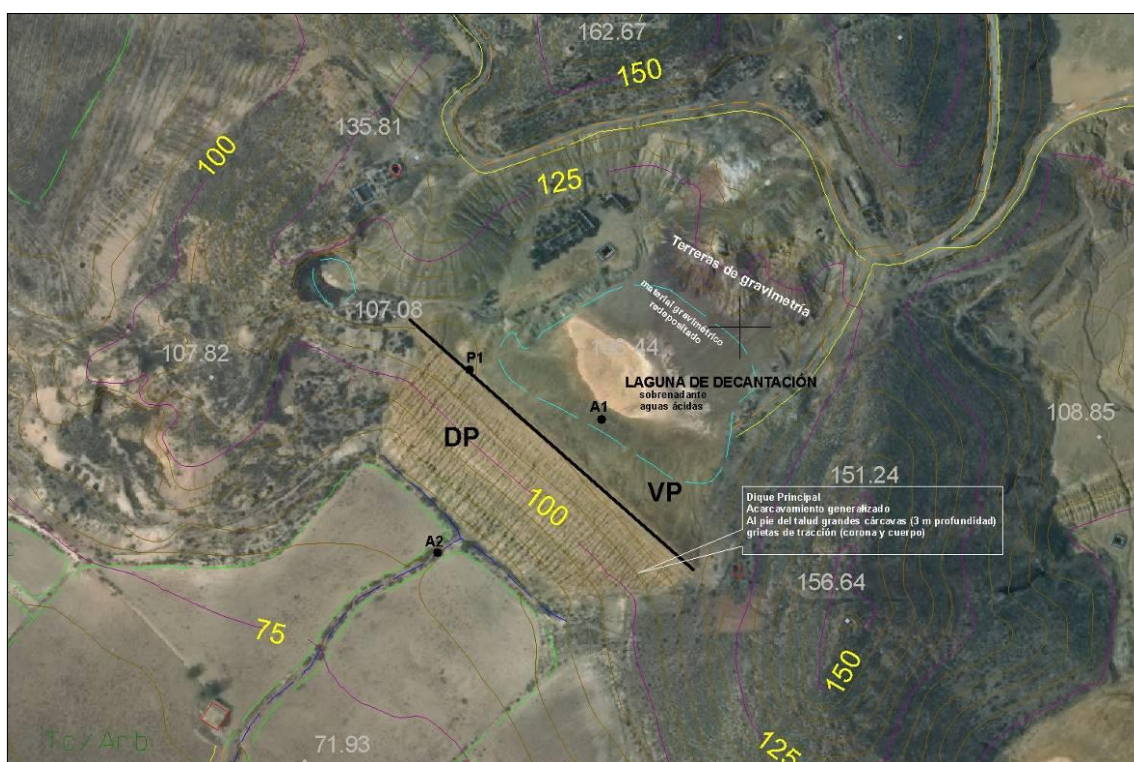


Figura 13. Vista general del depósito de lodos San Cristóbal II (número de Inventario IGME 976 II-3-0007). Se han superpuesto las curvas de nivel del mapa topográfico a escala 1:5000. La imagen ha sido tomada del SIGPAC de la C.A. Región de Murcia. Las acumulaciones de residuos denominados terrerías de gravimetría que aparecen sobre la presa de lodos inventariada pueden ser evaluadas conjuntamente con la misma desde el punto de vista de los riesgos.

Otras veces, dos elementos distintos de un inventario podrían haber sido considerados uno sólo, sin que tal percepción altere sustancialmente la descripción de la problemática que ambos generan. Esto es muy corriente cuando varias estructuras entran en contacto, se solapan una sobre otra o se agrupan muy próximas en un valle cerrado (**Figura 14**).

Los riesgos pueden ser entonces evaluados considerando los posibles efectos acumulativos, especialmente en lo que se refiere a posibles incrementos de la inestabilidad del depósito situado en la posición de aguas abajo. En tales casos, el procedimiento de evaluación debe dejar bien claro qué elementos de inventario se agrupan en el proceso de evaluación, así como los motivos del agrupamiento, especialmente si es razonable percibir que la probabilidad de ocurrencia o la severidad de alguno de los escenarios de riesgo pueden ser incrementadas por la existencia de más de un depósito.

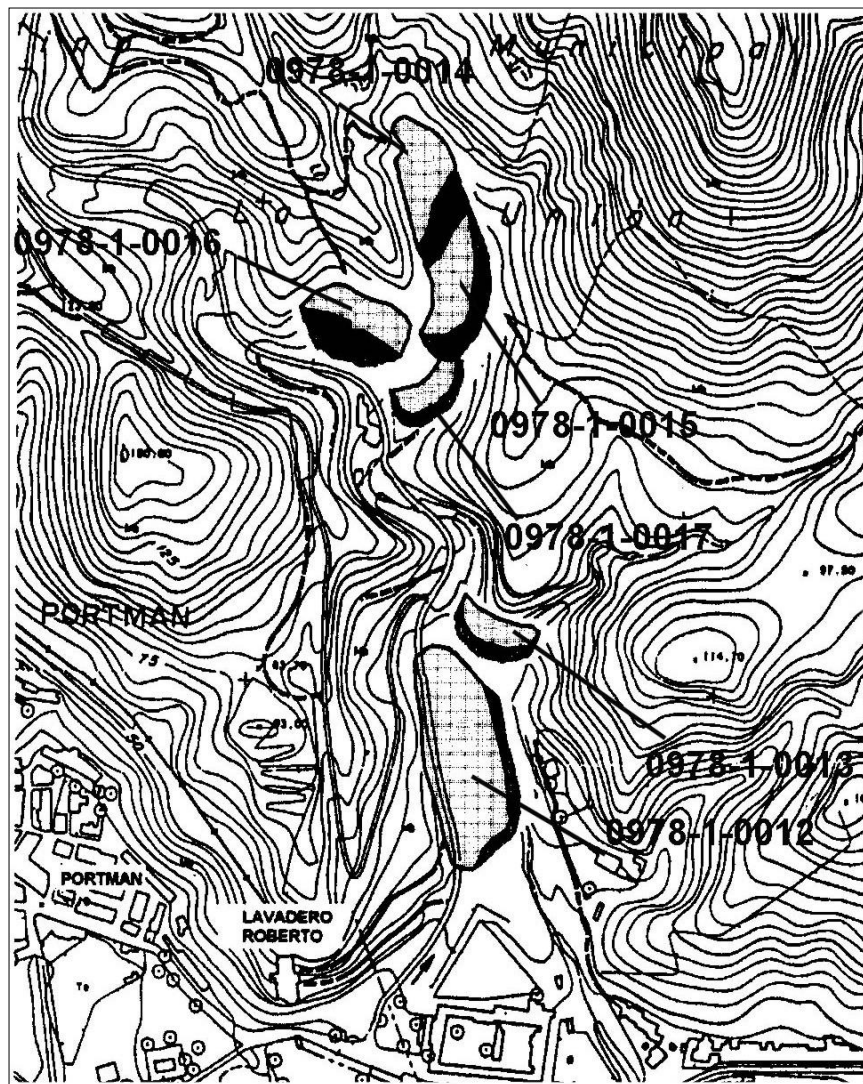


Figura 14. Vista en planta de diversas presas mineras próximas a la Bahía de Portmán (La Unión, Murcia). Los códigos asociados a las presas son los asignados en el Inventario IGME (2001).

CAPÍTULO 3. EVALUACIÓN DEL RIESGO SIMPLIFICADA PARA **ESCENARIOS DE CONTAMINACIÓN**

3.1. GENERACIÓN DE EFLUENTES CONTAMINANTES CON AFECCIÓN SOBRE LAS AGUAS SUPERFICIALES (C1)

3.1.1. Procesos de contaminación de las aguas superficiales asociados a residuos mineros

El impacto de los residuos mineros sobre las aguas se manifiesta en dos aspectos: contaminación química, debido a la solubilización de elementos por meteorización química de los minerales presentes en los residuos, y contaminación física, debido al arrastre de finos. La primera puede afectar tanto a cursos de agua libre como a acuíferos, mientras que la segunda sólo afecta a los primeros. El escurrimiento y la circulación de agua por la superficie más o menos mineralizada de los residuos pueden dar lugar a que las aguas se carguen de elementos o sales, o a la generación del llamado drenaje ácido de roca o de mina. Además, las escorrentías en medios alterados por minería pueden ser eliminadas con relativa velocidad, pudiendo alcanzar los cursos fluviales con unas condiciones nocivas por su acidez y contenido en metales (Macías y Calvo de Anta, 1992).

También en el caso de formación de lagos mineros, como ocurre en numerosas explotaciones abandonadas de la Faja Pirítica Ibérica, pueden acumularse enormes cantidades de aguas cargadas de sulfatos y elementos metálicos. Por otro lado, las instalaciones abandonadas donde se realizó el beneficio minero pueden albergar residuos de muy elevada peligrosidad: restos de reactivos, aceites industriales, etc. Todas estas posibles fuentes de contaminación, aún pudiendo ser importantes, no serán consideradas aquí, puesto que el objetivo central de este manual es establecer prioridades en cuanto a la gravedad de los riesgos asociados a instalaciones cerradas y/o abandonadas de residuos mineros procedentes de la extracción y el beneficio.

El escenario que aquí se contempla describe la situación de riesgo asociada a la existencia comprobada de efluentes de carácter contaminante (**Figura 15**), o a los casos en los que, por la naturaleza química de los residuos, se considera probable que se produzca algún drenaje (lixiviado o efluente) de agua cargada con metales u otros elementos tóxicos disueltos que pueda liberarse desde los depósitos de residuos hacia el

exterior, contaminando cauces o masas de aguas superficiales, incluidos los embalses artificiales.



Figura 15. Aguas ácidas recogidas en una zanja de drenaje sobre la superficie de una presa de residuos mineros de flotación en el Cerro de San Cristobal (Mazarrón, Murcia).

Parece existir un gran acuerdo en la literatura de que el mayor riesgo para los sistemas de aguas superficiales es que se produzca una descarga directa de un drenaje ácido de mina (DAM, en lo sucesivo) sobre un cuerpo de agua situado a una distancia lo suficientemente pequeña para que sea probable tal afección. Desde el punto de vista geoquímico, este tipo de aguas se caracteriza por su elevada acidez (altas concentraciones de H^+ disuelto), con valores de pH inferiores a 5, aunque no es extraño que se alcancen valores inferiores, entre 2 y 4. En determinados enclaves mineros, se han llegado a determinar valores de pH negativos (Nordstrom & Alpers, 1999; Nordstrom *et al.*, 2000). Este tipo de aguas se caracterizan también por las altas concentraciones disueltas de sulfato (SO_4^{2-}), hierro y otros elementos potencialmente contaminantes (As, Cu, Cd, Pb, Zn, etc.) (Lottermoser, 2003). Aunque con una incidencia mucho menor, conviene no olvidar que también existen casos de drenajes

mineros salinos o muy alcalinos (pH superior a 9), que pueden tener consecuencias negativas sobre el medio ambiente.

Los ejemplos más conocidos de aguas ácidas de mina están relacionados con explotaciones de yacimientos que engloban diversos tipos de sulfuros, los cuales son extraordinariamente variados en origen y composición: anfibolitas, sulfuros complejos, pizarras, arcillas carbonosas, lignitos (entre otros: Barton, 1978; Caruccio, 1975; Nordstrom, 1982; Nordstrom & Alpers 1990; Sánchez España, 2008). La generación de aguas ácidas a partir de la oxidación de los sulfuros conlleva una serie de reacciones complejas. El proceso general ha sido explicado con distintos niveles de detalle en algunos trabajos: Stumm & Morgan (1981), Banks *et al.* (1997), Nordstrom y Southam (1997), Nordstrom y Alpers (1999), Holmes y Crundwell (2000) o Blowes *et al.* (2005). Una forma clásica de expresar el proceso descriptivo de la oxidación de la pirita (**Figura 16**) es el propuesto por Stumm & Morgan (1981), el cual es un modelo esquemático que no representa con absoluta exactitud todos los pasos que pueden verse involucrados en el proceso. La velocidad viene marcada por la oxidación específica del Fe (II): reacción (b). La velocidad de oxidación del hierro ferroso bajo las condiciones que suelen estar presentes en aguas de mina es muy lenta, y considerablemente inferior a la de la oxidación de la pirita por el hierro férrico: reacción (c). A pH 3, el tiempo medio de oxidación del Fe (II) es el orden de 1000 días mientras que el de la oxidación de la pirita por el Fe (III) es del orden de 20 a 1000 minutos. La secuencia se inicia con la oxidación directa de la pirita por el oxígeno (a) o después de su disolución (a'). El ión ferroso se oxida lentamente (b), resultando hierro férrico que es reducido por pirita de forma rápida (c), liberando acidez y nuevo Fe (II), el cual entra de nuevo en el ciclo por la reacción (b). Cuando la secuencia se ha establecido, el oxígeno es involucrado solo indirectamente en la reoxidación del Fe (II) perdiendo importancia en la oxidación de la pirita, y tomando preponderancia en este efecto el Fe (III) (Nordstrom, 1979; Williamson & Rimstidt, 1994). El hidróxido férrico precipitado en superficies de los residuos o cauces actúa como una reserva de Fe (III) (d). La cinética de las reacciones descritas es muy dependiente de las condiciones existentes en los residuos vistas a nivel microscópico. Además, como se explica más adelante, es correcto hablar incluso de nanoambientes, cuando se considera la actuación catalizadora de bacterias como *Acidithiobacillus ferrooxidans*, cuyo metabolismo puede acelerar enormemente la ecuación (b) de oxidación del hierro ferroso a férrico, especialmente con pH bajo (hasta

incrementarla en un factor de 10^5).

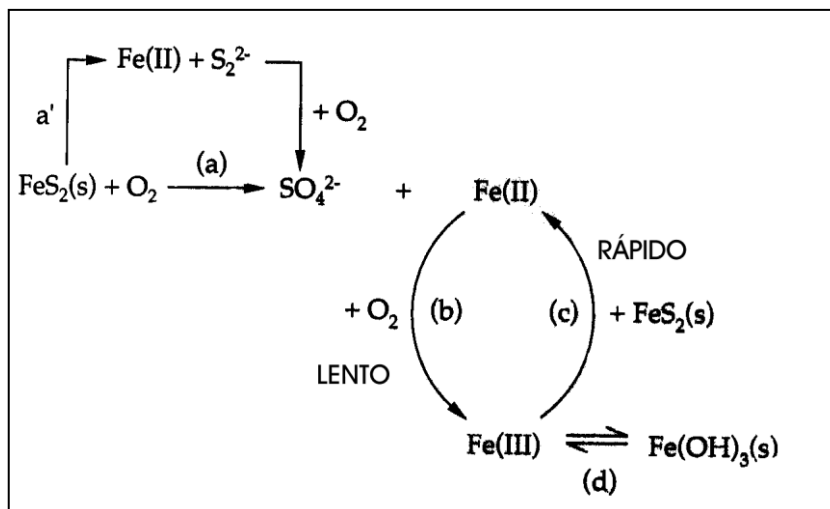


Figura 16. Modelo esquemático de los procesos involucrados en la oxidación de la pirita según Stumm & Morgan (1981).

La reacción (c) genera 16 moles de protones (H^+) por cada 14 moles de Fe (III), lo que significa que la producción neta de acidez es tan eficiente como la que se deriva de la oxidación de la pirita por el oxígeno. Sin embargo, si existen entradas externas de ión férrico al sistema, puede llegar a producirse ocho veces más acidez que en la oxidación por oxígeno. Por ello, el control de la producción o entrada de ión férrico es un aspecto clave de la prevención de la formación de aguas ácidas.

Cuando el férrico no está involucrado en la oxidación de sulfuros puede precipitar en forma de minerales secundarios tales como: schwertmannita, ferrihidrita, jarosita o goethita, dependiendo de las condiciones puntuales de Eh y pH, y de la presencia de otros elementos necesarios para la formación de dichos minerales, tales como Fe, K^+ y SO_4^{2-} (Nordstrom *et al.*, 1979; Bigham *et al.*, 1996).

Los procesos de generación de DAM, al menos inicialmente, requieren de la presencia de oxígeno atmosférico (O_2) para la oxidación directa de la pirita y para la generación del Fe(III), por lo que su ausencia limita el proceso. La mayor parte de los DAM en principio se generan en zonas no saturadas y aerobias de las instalaciones mineras, pero, bajo ciertas condiciones de anoxia, el Fe(III) oxida a los sulfuros generando acidez. Como se ha explicado, en función del contenido de oxígeno disuelto en el agua y la

presencia mayoritaria de una de las fases de hierro (ferrosa o férrica), pueden producirse dos tipos de drenajes ácidos. Sirva como ejemplo una escombrera abandonada, desprovista de vegetación o de materiales de cobertera, que soporta la infiltración del agua de lluvia: el agua infiltrada es así retenida temporalmente en el interior de la misma y, bajo ciertas condiciones biogeoquímicas, produce la disolución de los materiales que luego drenan al exterior. En ocasiones, el agua que procede del interior de las escombreras (zona anaerobia), y sale al exterior a través de las surgencias a pie de talud, tienen bajo pH (1,7–2,3), poco oxígeno disuelto (0 a 40%), y alto contenido de hierro en forma ferrosa, pudiendo tener un color verdoso debido a la presencia de microorganismos acidófilos hierro-oxidantes que crecen en condiciones de extrema acidez. Estos drenajes se denominan DAM ferrosos y solo mantienen estas características muy cerca del punto de surgencia. Lo normal es que, una vez que estos drenajes entran en contacto con la atmósfera, se oxigenen rápidamente y, mediante un proceso aerobio catalizado por *Acidithiobacillus ferrooxidans*, el hierro ferroso se transforme en hierro férrico. Estas aguas constituyen los DAM férricos, y se reconocen por tener un color rojizo y dejar un rastro de precipitados de colores rojizos o anaranjados, en función de los tipos de oxihidroxidos e hidroxisulfatos de Fe presentes. En ellos, el hierro precipita como goetita (α -FeOOH), lepidocrocita (γ -FeOOH), schwertmannita ($\text{Fe}_{16}\text{O}_{16}(\text{OH})_{10}(\text{SO}_4)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$), y ferrihidrita ($\text{Fe}_5\text{HO}_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), dependiendo de las condiciones de pH (Schwertmann & Cornell, 1991). De acuerdo con Bigham *et al.* (1992), la schwertmannita es el mineral predominante en los drenajes ácidos de mina con un pH entre 3,0 y 4,5, mientras que ferrihidrita y goethita se forman a pH > 5,0 y 6,0, respectivamente. Conviene remarcar que, si bien la formación de tales precipitados captura iones metálicos del agua en la que se forman, produciéndose una cierta limpieza por inmovilización de los mismos, la formación masiva de cierto tipo de precipitados sobre los lechos de los cauces naturales es suficiente para eliminar las comunidades de macroinvertebrados del bentos, que constituyen el primer eslabón de la cadena trófica en arroyos y ríos, lo que condiciona a su vez la existencia de fauna piscícola, pudiendo desaparecer por completo en los tramos más afectados (Gray, 1996a; Verb & Vis, 2000). En España, esta realidad ha sido constatada en algunos ríos y arroyos de la Cuenca Minera de El Bierzo (León) (Lacal Guzmán y Vadillo, 1997; Rodríguez *et al.*, 2010).

Desde el punto de vista de las implicaciones que estos procesos pueden tener sobre las

posibilidades de acidificación de los propios residuos y el agua de drenaje pueden distinguirse tres tipos de acidez:

- Acidez activa, que es el contenido en hidrogeniones libres de la solución presente en la masa de residuos y viene determinada por el pH de la misma.
- Acidez en reserva, relacionada con el contenido de hidrogeniones y metales que generan acidez por hidrólisis, presentes en el complejo de cambio (si lo hay), o almacenada en minerales secundarios formados en el interior o la superficie de la masa de residuos.
- Acidez potencial u oxidable, que es el poder de generación de acidez del material estéril u otro tipo de residuo minero por la presencia de elementos alterables (pirita y otros sulfuros), cuando son meteorizados. Es la más difícil de corregir, y su corrección dependerá, en buena parte, del contenido en elementos neutralizantes presente en la misma masa de residuos.

Algunos de los minerales secundarios antes mencionados que pueden formarse como consecuencia de la oxidación de la pirita, como la jarosita o la schwertmannita, son metaestables y en algún momento pueden transformarse en fases más estables, como la goethita, liberándose protones (Alpers *et al.*, 1991; Bigham *et al.*, 1996; Dold, 2003). De hecho se constata, en muchas situaciones típicas en minería, que la oxidación de pirita no ocurre de modo que se liberen todos sus productos de oxidación al estado disuelto en un solo paso. Más bien, es común que la meteorización de la pirita tenga como resultado, inicialmente, la acumulación de minerales secundarios (los llamados minerales generadores de acidez o MGA), que efectivamente almacenan acidez temporalmente en la zona no-saturada (Younger, 2005). Estos minerales comprenden varios hidróxi-sulfatos de hierro y otros metales, algunos de los cuales son muy solubles. Entre los MGA altamente solubles más comunes están:

Melanterita: $\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$

Römerita: $\text{Fe}^{(2+)}\text{Fe}^{(3+)}_2(\text{SO}_4)_4 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$

Alunógeno: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 17 \text{H}_2\text{O}$

Coquimbita: $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9 \text{H}_2\text{O}$

Copiapita: $\text{Fe}^{(2+)}\text{Fe}^{(3+)}_4(\text{SO}_4)_6(\text{OH})_2 \cdot 20 \text{H}_2\text{O}$

Estos MGA, en concreto, forman costras blanco-amarillentas en las partes secas de minas subterráneas o en la superficie de escombreras y balsas, y en los rastros dejados por la escorrentía superficial concentrada, pudiendo disolverse con posteriores arrastres de agua. En situaciones donde se encuentran aguas ácidas de mina estancadas, los MGA también precipitan sobre la superficie del terreno por evaporación. Los MGA podrían almacenar esta acidez durante períodos comprendidos entre horas y siglos, según las circunstancias hidrogeológicas del sistema en cuestión. Estos procesos de formación y almacenamiento de MGA son los procesos más importantes de acidificación de suelos en zonas mineras (Younger, 2005). También los MGA juegan un papel central en la dinámica de contaminación de aguas. Su papel es más obvio en cuanto a los procesos de abandono de minas subterráneas (Younger, 1997), en lugares en los que muchas veces se observan aumentos muy grandes en las concentraciones de contaminantes en las aguas de mina por la disolución de los MGA durante el proceso de inundación de labores subterráneas.

Dejando a un lado aquellos casos de alteración que generan acidez y conllevan la solubilización de elementos perjudiciales o la formación de minerales secundarios fuertemente solubles, los estériles mineros son en general bastante inertes para las aguas superficiales, a excepción de los materiales ricos en sales. Entre las explotaciones mineras que generan problemas por la solubilización de sales a partir de los residuos están las de potasa. La potasa es un término genérico que normalmente hace referencia a una serie de sales de potasio de origen evaporítico (carbonatos, sulfatos y cloruros). El procesamiento de minerales de potasa consiste en la flotación de la sal triturada, con objeto de concentrar los minerales de sal y de rechazar la ganga. Los residuos así generados poseen una elevada salinidad, que puede resultar muy perjudicial para las aguas del entorno, con el agravante de que las sales no son “neutralizables”.

Ya se ha mencionado que los procesos de solubilización de minerales presentes en residuos mineros pueden dar lugar a la puesta en solución de elementos (metales y metaloides) potencialmente tóxicos. Los principales están recogidos en la Decisión de la Comisión de 30 de abril de 2009: As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn. Entre ellos, los elementos con mayor peligrosidad para los seres humanos son As, Cd, Hg y Pb (Chojnacka *et al.*, 2005). A la serie de metales y metaloides contemplada anteriormente es conveniente sumar el Al, el cual es un elemento tóxico para la vida

acuática muy común en ríos y arroyos afectados por DAM (Driscoll *et al.*, 1980; Havas, 1985). También, en las últimas décadas, ha ido adquiriendo importancia la preocupación por los efectos sobre la ictiofauna que se asocian al Se (Maier & Knight, 1994; Lemly, 1985). El Se es un componente bastante común en rocas fosfatadas, pizarras y carbón. Es importante destacar que los contenidos totales de todos estos elementos en los residuos mineros no proporcionan información sobre la forma en la que los elementos están presentes, por lo que, aún proporcionando una primera impresión sobre aquellos elementos que podrían ser de preocupación ambiental, no permiten evaluar los posibles efectos sobre las aguas. Esto es especialmente claro para el aluminio, el cual está presente en grandes cantidades en minerales muy abundantes en rocas y suelos, sin que por ello pueda considerarse fácilmente disponible.

El modo en que se produce la contaminación de los recursos hídricos depende también del tipo de depósito de residuos mineros. Así, en depósitos de lodos o relaves, la generación de efluentes susceptibles de contaminar cursos o cuerpos de agua superficial puede ocurrir a través de los vertederos de descarga, cuando éstos existen, o por rebose, en su ausencia, como consecuencia de lluvias extraordinarias, o por simple escorrentía sobre los taludes cuando estos contienen sustancias muy solubles. También es posible que se produzcan infiltraciones a través de los diques de contención. En términos generales los principales contaminantes que alcanzan las aguas superficiales desde presas de lodos proceden de la escorrentía superficial o de surgencias en el cuerpo o pie del dique. Esto es debido a que los flujos horizontales en las capas profundas saturadas suelen ser mucho mayores que los flujos verticales (Blowes *et al.*, 2003). Además, posiblemente la mayoría de surgencias de los diques en presas de residuos de flotación pueden considerarse aguas que han tenido contacto con residuos superficiales, topológicamente hablando, lo que conlleva que han sufrido algún grado de alteración.

En escombreras de estériles mineros o de mineral de baja ley y en pilas de lixiviación con sulfuros, también puede existir un potencial de generación de drenaje contaminante, especialmente en los depósitos de baja ley, pues presentan mayores contenidos de mineral. Entre los aspectos que controlan las características de los drenajes que se forman en escombreras, destaca la proporción de los fragmentos rocosos, cuya presencia puede facilitar la difusión de aire, de forma que es posible encontrar condiciones aerobias en puntos localizados en el interior de las mismas. Es típico

además que muchos minerales presentes en los estériles mineros queden ocluidos en el interior de los elementos gruesos, por lo que la química de los drenajes puede estar controlada sólo por la relativamente baja proporción de finos (<2mm). La mineralogía presente en estos finos puede ser parcialmente distinta a la que está presente en la masa de residuos percibida en su totalidad. En el interior de las escombreras se producen fenómenos de retención de agua por fuerzas capilares en los materiales más finos, o por formación de minerales hidratados (como el yeso), y evaporación desde las capas saturadas con recondensación en las no saturadas. El movimiento del agua en el interior de las escombreras puede describirse como el que sucede en suelos no saturados (Ritchie, 1994). Al mismo tiempo Nichol *et al.* (2002) sugieren que parte del flujo interno se produce a través de vías de flujo rápido, es decir: sigue vías preferentes, al tiempo que pueden quedar virtualmente aislados del agua volúmenes importantes de material. A pesar de toda esta complejidad, el agua termina saliendo normalmente por el pie del talud con una periodicidad muy ligada al clima, y con unas características normalmente marcadas por la geoquímica y la mineralogía de las capas oxidadas o en proceso de oxidación. La concentración de sulfuros o materiales alterables puede igualmente variar mucho entre unos puntos y otros de una escombrera, al igual que la accesibilidad del agua y del aire a los mismos. Esto hace que los procesos de oxidación o alteración actúen de manera diferente. La entrada de oxígeno se ve poco o nada limitada a través de determinadas vías dentro del cuerpo de las escombreras. En ellas se pueden acumular los minerales secundarios, los cuales son a veces generadores de acidez y pueden ser solubilizados, originando pulsos de aguas contaminadas. En aquellos casos en los que las capas han sido lavadas a lo largo de muchos años, es posible también que no representen totalmente a la masa completa de residuos. Incluso en escombreras de carbón en las que existe una colonización vegetal en superficie, pueden observarse a veces drenajes ácidos que emanan al pie de dichas escombreras. Esto sucede porque, aunque la acidez que se generó en capas superficiales ya fue contrarrestada o lavada, en capas profundas todavía existe potencial de generación de acidez sin posibilidad de ser neutralizado (Horbaczewski, 2007). En otras ocasiones, los efectos negativos quedan diferidos en el tiempo, no habiendo evidencias superficiales de generación de acidez, aunque existe un potencial de que los procesos tengan lugar en capas más profundas y la única forma de valorar esa posibilidad es tomar muestras en profundidad y realizar una serie de análisis muy específicos. En tales casos, la toma de muestras de agua de drenaje o la observación de precipitados ocreos o anaranjados o de

sales puede ser importante para enjuiciar la probabilidad de ocurrencia de procesos de contaminación de las aguas.

En algunos trabajos publicados se asocia la posibilidad de que se produzcan procesos de contaminación de las aguas a la humedad del clima. Sin embargo, recientemente se está comprobando que las presas de residuos finos tienen una alta capacidad de retención de humedad y que, en todas aquellas en las que se han investigado las capas profundas, éstas están saturadas, incluso en presas abandonadas hace décadas en lugares muy secos (por ejemplo: Al *et al.*, 2000; Bain *et al.*, 2000; Lin, 1997; Moncur *et al.*, 2005, Romano *et al.*, 2003). Tratándose de residuos piríticos (los más peligrosos), esto significa que se ve frenada la difusión de aire y con ella los procesos de oxidación generadores de acidez. Parece razonable pensar que en climas húmedos es más fácil que se produzcan escorrentías y lixiviados, pero no tienen por qué ser más contaminantes si se comparan con los que se producen con las lluvias esporádicas de climas muy secos o con las primeras lluvias después del estío de los climas muy contrastados. También en escombreras, la existencia de canales de flujo preferente junto a zonas saturadas de agua conlleva que los procesos de contaminación funcionen como pulsos de alta descarga en los cambios de estación, originándose aportes relativamente uniformes a lo largo del año cuando no hay estación seca bien contrastada. En todo caso, cada vez se presta más atención a la formación de minerales secundarios solubles en periodos secos. Los trabajos de Ritchie (1994), Kempton & Atkins (2000) y Nichol *et al.* (2002) abordan estos aspectos, si bien es necesaria todavía mucha investigación sobre estos procesos antes de poder hacer distinciones sobre la probabilidad de ocurrencia de los mismos en función del clima, si es que ese tipo de distinciones tiene sentido. Por otro lado, si los procesos de generación de escorrentía y lixiviados se asocian a los momentos o periodos de lluvia de cierta continuidad, esas aguas se unirán a las que se produzcan en el entorno próximo, mezclándose y diluyéndose, salvo que la carga contaminante aportada por estos terrenos aledaños sea mayor. Por todo lo dicho, no está claro que el régimen de lluvias o el balance hídrico, que serán distintos en localizaciones diferentes, deba influir en la valoración de los riesgos de contaminación asociados a la existencia de depósitos de residuos mineros abandonados.

3.1.2. Índice de probabilidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales: $I_P(C1)$

3.1.2.1. Proximidad de los cauces o cuerpos de agua superficiales a los depósitos de residuos mineros: factor de proximidad (P_R).

La probabilidad de que un receptor se vea afectado o alcanzado por los contaminantes, depende de la vía de exposición, que en el caso del agua superficial es fundamentalmente la escorrentía concentrada o difusa que discurre desde los depósitos hasta los cauces o cuerpos de agua más cercanos. Los elementos del sistema hidrológico que serán considerados en la evaluación del riesgo serán todos los cauces, todas aquellas masas de agua naturales o humedales (incluidas las someras de carácter estacional) y los embalses.

Además de la escorrentía superficial hay que tener en consideración el aporte hídrico de las surgencias presentes en el depósito, normalmente localizadas al pie de la estructura, en el punto de contacto con el terreno natural situado a menor cota. El agua que ha lavado los residuos en superficie (escorrentía) y en profundidad (surgencias) va a discurrir por el terreno siguiendo la línea de máxima pendiente hacia el cauce o cuerpo de agua más cercano. En otras ocasiones no alcanza ningún curso de agua, infiltrándose en el terreno, lo que puede producir fenómenos de contaminación de suelos y aguas subterráneas. Los procesos de contaminación de suelos serán de transcendencia muy local mientras que los procesos de contaminación de aguas pueden tener consecuencias a mucha mayor distancia. La posibilidad de alcanzar una masa de agua o un cauce depende mucho del caudal contaminado y de la pendiente del terreno. Sin embargo, con el ánimo de simplificar, resulta más cómodo manejar criterios de proximidad, teniendo la seguridad de que a menor distancia, aguas abajo, es más probable que se produzca el escenario que se está evaluando, independientemente del número de veces que ocurra en un determinado lapso de tiempo. La proximidad existente entre ambos (cuerpo de agua y depósito) será por lo tanto un elemento clave, puesto que si la distancia es lo suficientemente grande, la probabilidad de ocurrencia de que se produzca la contaminación será despreciable o nula. Lo más cómodo desde todos los puntos de vista es evaluar dicha proximidad a través de la distancia medida en planta sobre mapas topográficos u ortoimágenes aéreas de suficiente detalle (preferentemente a escala

1:10.000 o mayores). Existen vía Internet diversas herramientas y visores de información espacial y cartográfica como SIGPAC, IBERPIX, entre otras, que resultan de gran utilidad para el cálculo de distancias o medidas longitudinales.

De acuerdo con premisas semejantes a las anteriormente expuestas, Shevenell *et al.* (1997) desarrollaron una metodología de valoración de los riesgos asociados a la minería abandonada en Nevada, en la que incluyen una categorización de la posibilidad de que se produjeran efectos sobre las aguas superficiales en 10 niveles, oscilando desde un máximo, fijado para unos 30 m de distancia a cauces o masas de agua superficiales, hasta un mínimo asignado a distancias superiores a 1000 m. También en el trabajo de ICWFAG (2010) se considera que no pueden existir efectos negativos sobre las aguas superficiales con distancias de separación de 1 km o superiores. Hay que decir que la decisión de tomar el valor de 1000 m es arbitraria y, aunque pudiera argumentarse que obedece a una filosofía conservadora, puede resultar excesiva.

En otro trabajo, en el que se establece una priorización de instalaciones de residuos mineros cerradas con el apoyo de un SIG, se considera que el riesgo para los cauces o cuerpos de agua superficiales es muy alto cuando la distancia es inferior a 50 m, calificándose de extremo para distancias de dos metros. Al contrario, cuando la distancia es superior a 500, se considera que el riesgo es bajo (Turner *et al.*, 2011). Estas dos magnitudes se proponen como los extremos de medida de la distancia entre depósitos y aguas superficiales a partir de los cuales la probabilidad de afección se puede considerar muy alta y muy baja. Se define un **factor de proximidad (P_R)**, valorado entre 0 y 1, que depende de la distancia. La distancia debe medirse desde el punto de contacto del depósito minero con el terreno natural situado a menor cota hasta el cauce o zona húmeda, siempre en el sentido más probable de circulación del agua (máxima pendiente). Dicha distancia es en definitiva la longitud del viaje o recorrido previsible o evidente del agua. Para la evaluación de este factor se han tomado en consideración dos tipos de casuística diferentes:

- 1) Por un lado, se han distinguido los cuerpos de agua (independientemente del nivel de llenado en el que se encuentren), cauces permanentes y cauces intermitentes de orden 3 ó superior. Al establecer este criterio se está fijando una medida de ordenación y jerarquización de los cauces fluviales basada en el clásico sistema de

Strahler (1952), que consiste en asignar el orden 1 a los cauces primarios (que no reciben afluentes). Los órdenes superiores se asignan a tramos de cauce que reciben dos o más cauces de orden inferior. Un cauce de orden 3 puede considerarse ya importante incluso si es intermitente o está seco buena parte del año. En la Península Ibérica la temporalidad aumenta a modo de gradiente desde el norte hacia el levante y sur, donde llegan a predominar los cauces temporales y efímeros (Vidal-Abarca *et al.*, 1992). El factor de proximidad (P_R), en este caso, puede ser valorado a través de la **Figura 17**. Si se prefiere, es posible evaluar el factor como sigue: $P_R = 1$, para $D \leq 50$; $P_R = -0,0022 \times D + 1,1$, para $50 < D < 500$; y $P_R = 0$, para $D \geq 500$.

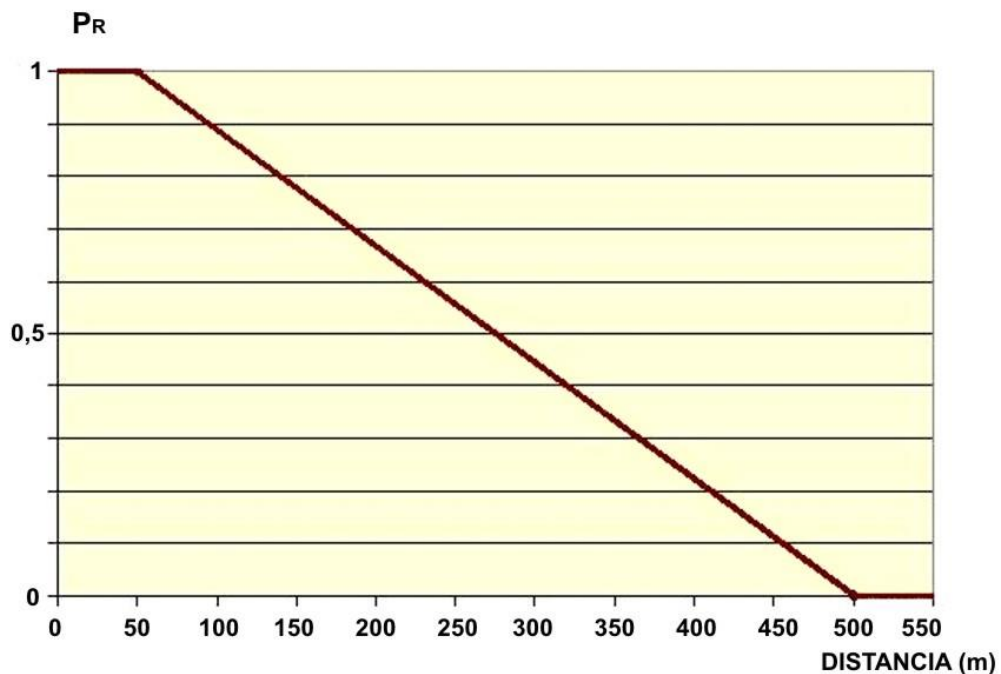


Figura 17. Gráfica que permite asignar valores de factor proximidad (P_R) de un cuerpo de agua o de un cauce permanente o intermitente de orden 3 o superior, en función de la distancia (m) medida en la misma dirección que el flujo del agua.

- 2) Para aquellos cauces intermitentes de menor categoría se propone otra fórmula de valoración facilitada por la **Figura 18**. Para este tipo de cauces se considera que el máximo grado de afección puede producirse sólo a una distancia inferior a la que se ha tomado para cauces permanentes, y que se fija en 30 m, siendo el límite superior también menor al elegido para aguas permanentes (300 m). En el caso de que un determinado depósito de residuos se encuentre en situación de poder afectar a varios cauces o masas de agua, se tomará siempre la más cercana o la combinación de distancia y rango que genere un factor de proximidad mayor. Cuando un

determinado depósito esté ubicado en un valle, sepultando un tramo de cauce, o cuando contacte con un curso o masa de agua, se considerará que la distancia es cero y el factor P_R alcanzará el máximo valor (1). Si se prefiere, es posible evaluar el factor como sigue: $P_R=1$, para $D \leq 30$; $P_R= -0,0037 \times D+1,1$, para $30 < D < 300$; y $P_R=0$, para $D \geq 300$.



Figura 18. Gráfica que permite asignar valores de factor proximidad (P_R) de un cauce intermitente de orden inferior a 3, en función de la distancia (m) medida en la misma dirección que el flujo del agua.

El factor P_R se ha de combinar con una valoración sobre la toxicidad de los residuos evaluada como se describe más abajo. Sin embargo, sirve para descartar aquellos casos en los que se puede considerar que la probabilidad de que se produzcan efectos negativos sobre las aguas superficiales es despreciable o nula, esto es, cuando no exista ningún cauce o masa de agua a distancias iguales o inferiores a 500 m, ó 300 m si son cauces intermitentes de orden inferior. En tal caso, sin necesidad de realizar posteriores valoraciones, el índice de probabilidad de la generación de efluentes contaminantes con efecto sobre las aguas superficiales o $I_P(C1)$ será cero.

3.1.2.2. Residuos de industrias extractivas de carácter inerte

Los procesos de contaminación asociados a los residuos mineros se podrán producir si estos albergan materiales contaminantes o tóxicos, como consecuencia de reacciones de

meteorización. A esta primera premisa ha de sumarse la necesidad de la existencia de una vía de exposición y un receptor. Un primer aspecto a considerar es la toxicidad actual o potencial de los residuos. La Decisión de la Comisión, de 30 de abril de 2009 por la que se completa la definición de residuos inertes en aplicación del artículo 22, apartado 1, letra f), de la Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas, en su considerando 3, dice: “Para reducir al mínimo la carga administrativa derivada de la aplicación de la presente Decisión, conviene desde el punto de vista técnico eximir de las pruebas específicas los residuos sobre los que exista información pertinente y autorizar a los Estados miembros a fijar listas de residuos que pueden considerarse inertes, de conformidad con los criterios establecidos en la presente Decisión”. En nuestro país, la lista de residuos inertes de industrias extractivas se ha elaborado a lo largo de una serie de reuniones entre los sectores implicados. Se partió del conocimiento de las rocas y minerales de donde podían provenir los residuos. Las características físico-químicas de estas rocas son ampliamente conocidas, debido a las exigencias del mercado, tanto en el caso de rocas industriales como en el de rocas ornamentales. En esencia, los criterios manejados quedan establecidos en la Decisión de la Comisión de 30 de abril de 2009, por la que se completa la definición de residuos inertes en aplicación del artículo 22, apartado 1, letra f), de la Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas: “los residuos tendrán un contenido máximo de azufre en forma de sulfuro del 0,1 %, o tendrán un contenido máximo de azufre en forma de sulfuro del 1 % y un cociente de potencial de neutralización, definido como el cociente entre el potencial de neutralización y el potencial de acidez y determinado mediante una prueba estática prEN 15875, superior a 3”. Conviene advertir que esta prueba estática ha pasado a denominarse FprEN 15875. Por otro lado, el contenido de sustancias potencialmente dañinas para el medio ambiente o la salud humana en los residuos, incluidas partículas finas aisladas en los residuos, en especial, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn, debe ser lo suficientemente bajo como para que los posibles riesgos sobre los seres humanos y los ecosistemas sean insignificantes, tanto a corto como a largo plazo. Se considera que los contenidos en los residuos de dicha serie de elementos son insignificantes si no se superan los Niveles Genéricos de Referencia para suelos, establecidos por las Comunidades Autónomas. Fueron excluidas de la lista aquellas rocas que contienen una alta concentración en sulfatos y sales, así como aquellas que se someten a un tratamiento mediante flotación, a pesar de que en principio

puedan ser consideradas inertes (por ejemplo: caolín, feldespatos, etc.). En la lista quedaron incluidos todos los residuos de rocas intrusivas y extrusivas no metálicas cuyo destino es el machaqueo para la producción de áridos o la elaboración propia de las rocas ornamentales, así como las rocas arcillosas, las rocas calcáreas, los áridos naturales, etc. En el Anexo I del Real Decreto 777/2012, de 4 de mayo, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras, se recogen las tablas relativas a la identificación de dichos residuos mineros considerados inertes. En base a lo dicho, es obvio que una de las primeras tareas a la hora de evaluar el potencial para generar problemas de contaminación de un determinado tipo de residuos que se esté evaluando es averiguar si está considerado en la mencionada relación de residuos inertes. En el caso de tratarse de un residuo de los contemplados en el citado Anexo I, puede afirmarse que la probabilidad de generar problemas de contaminación es nula o despreciable, por lo que puede asumirse que el índice de probabilidad o $I_p(C1)$ de dichos residuos será cero.

3.1.2.3. Caracterización de los residuos por su toxicidad: factor de toxicidad F_{TOX}

Partiendo de que un determinado depósito de residuos mineros no alberga ninguno de los que han sido catalogados como inertes, se hace necesario evaluar la toxicidad de los mismos mediante métodos analíticos, los cuales habrán de ser necesariamente sencillos y económicos. El objetivo es obtener alguna medida de la toxicidad simple mediante lo que se ha denominado **factor de toxicidad (F_{TOX})**. Dicho factor no es otra cosa que un indicador de la toxicidad relativa de los residuos expresada en una escala entre 0 y 5, y será la base de clasificación de los residuos mineros en función de su potencial contaminante para las aguas.

Teóricamente, la mejor y más directa forma de constatar la capacidad de los residuos para contaminar las aguas se produce en aquellos casos en los que existen surgencias a pie de talud o escorrentías procedentes de los residuos que demuestran poseer un pH, un grado de salinidad o una composición en elementos traza de los considerados tóxicos, que supone una clara amenaza para cualquier sistema de aguas superficiales que lo reciba. En principio, el muestreo y análisis de este tipo de aguas es la medida más directa que puede valorarse de cara a establecer la probabilidad de ocurrencia de fenómenos de contaminación de aguas superficiales. Otras veces, se presenta la

posibilidad de tomar muestras en las acumulaciones de agua sobrenadantes de las presas de residuos. Estas acumulaciones de agua se forman normalmente como consecuencia del carácter endorreico de muchas estructuras durante los periodos húmedos, por lo que la composición química de las mismas refleja directamente la composición de los minerales solubles presentes en la superficie de los lodos, pudiendo emitirse juicios sobre la probabilidad de contaminar a partir del análisis de las mismas. Cuando existen ambos tipos de formas de agua: drenaje al pie o cuerpo del talud y sobrenadante, debe valorarse preferentemente el primero, pues se ha comprobado que pueden no tener exactamente las mismas características. Los valores obtenidos de concentraciones de los elementos de interés habrán de compararse con el estándar de la Tabla 4, y evaluarse mediante el que se ha denominado **factor de toxicidad (F_{TOX})**, el cual se explica más adelante.

En términos generales, para cualquier punto de muestreo de aguas, es necesario obtener dos muestras que se conservarán y transportarán en recipientes de polietileno previamente tratados con lavado ácido. Una de ellas se acidula en campo hasta un pH inferior a 2, previa filtración con filtros de 0,45 μm de tamaño de poro, y se reserva para la medida de las concentraciones de metales. La otra, sin acidular y sin filtrar, se reserva para el análisis de la alcalinidad y aniones y cationes mayoritarios (sulfatos, bicarbonatos, cloruros, Na, K, Mg, Ca, etc.).

Otra forma de confirmar en campo una posible afección por aguas ácidas de mina es a través de la medida conjunta del pH y de la conductividad eléctrica (CE) en sobrenadantes o lixiviados. El pH viene a ser una medida directa de la acidez actual, mientras que la CE se correlaciona con la cantidad total de sólidos disueltos y con el contenido en ión sulfato en el caso de residuos piríticos que han sido sometidos a un proceso de oxidación. Como es sabido, el agua de lluvia muestra un pH con valor promedio de 5,7. Las interacciones geoquímicas entre el agua de lluvia y la gran mayoría de rocas (tanto carbonatos como silicatos) dan como resultado una subida del pH a valores entre 6,5-8,5. Esta subida es debida a la interacción con diversos minerales que funcionan como amortiguadores. Es decir, salvo cuando existen materiales muy acidificantes o alcalinizantes, es normal que las aguas superficiales se encuentren en ese rango. Los impactos dañinos por acidez empiezan a ser notables una vez que el pH cae por debajo de 5,0, aunque todavía por debajo de ese valor de pH existen amortiguadores

que resisten caídas añadidas. Es por eso que resulta muy raro encontrar aguas con $\text{pH} < 1,8$ en los sistemas naturales (Younger, 2005). Por otro lado, ya se comentó que, en el caso de residuos piríticos, la conductividad eléctrica está muy correlacionada con el contenido en ión sulfato, el cual no es removido del sistema por reacciones de sorción o precipitación y no se ve afectado por fluctuaciones del pH (Tolar, 1982; Gray, 1996b). Sin embargo, ante la complejidad para evaluar el SO_4^{2-} en campo y la sencillez de medir la conductividad eléctrica, es este último parámetro el que resulta más práctico. Puede considerarse con bastante seguridad que un residuo posee una baja probabilidad de contaminar las aguas (baja toxicidad) si la medida del pH y la conductividad eléctrica cumplen los valores expresados en la **Tabla 3**. En dicho caso se les asignará un valor del **factor de toxicidad** (F_{TOX}) igual a 0,5. Más abajo se desarrolla cómo interviene dicho factor de toxicidad en el cálculo del índice de probabilidad de ocurrencia $I_p(\text{C1})$. Esta forma de evaluar se reserva única y exclusivamente para aquellos casos en los que no existe ninguna otra información disponible, aparte de la medida de campo.

Valoración de la química de aguas sobrenadantes o de drenaje de talud	
Criterio de valoración	Valor de F_{TOX}
Conductividad eléctrica menor de 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y pH comprendido entre 6,5 y 8,5	0,5

Tabla 3. Valor asignado al factor de toxicidad o peligrosidad (F_{TOX}) a muestras de aguas sobrenadantes o de drenaje de residuos mineros de baja toxicidad.

Cuando no existen sobrenadantes o lixiviados en el depósito minero, cabe la posibilidad de evaluar los efectos potenciales asociados a un depósito a través de su influencia sobre la calidad de las aguas, comparando los resultados obtenidos y los cambios que se producen entre muestras tomadas en posiciones aguas arriba y aguas abajo. Sin embargo, esto sólo es posible en el caso de cauces próximos y presencia de agua en los mismos, además de que no es sencillo atribuir efectos de contaminación cuando se presentan dos o más estructuras alineadas con el curso en cuestión, a menos que se reconozca claramente que son semejantes desde el punto de vista químico y mineralógico. Por todo ello, no parece práctico evaluar efectos sobre cauces en un proceso de establecimiento de prioridades de actuación, siendo más razonable establecer criterios de valoración sencillos sobre la química de los residuos, aplicando una misma

sistemática de análisis sobre todos ellos.

Otra forma indirecta de evaluar la peligrosidad de un determinado tipo de residuos es la presencia de sales evaporíticas (melanterita, coquimbita, epsomita, rozenita, yeso, etc.) que obedecen a ciclos de evaporación-disolución, debido a la presencia de soluciones ácidas en escombreras, presas y balsas. Dold & Fontboté (2001) encuentran que la ausencia de eflorescencias en la superficie de una presa de lodos de flotación es indicativo de un pH neutro y una menor peligrosidad química, cuando se comparan con otros casos en los que la presencia importante de eflorescencias de sulfatos implica lo contrario, para ambientes climáticos semejantes. En ocasiones es posible encontrar casos que son incuestionables, como los descritos por Arranz González *et al.* (2012) en Cueva de la Mora (Huelva), lugar en el que todos los veranos se forman eflorescencias de coquimbita ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4) \cdot 9\text{H}_2\text{O}$), romboclasa ($\text{FeH}(\text{SO}_4)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) y copiapita ($\text{MgFe}_4(\text{SO}_4)_6(\text{OH})_2 \cdot 20\text{H}_2\text{O}$), los cuales contienen contenidos elevados de elementos solubles, como por ejemplo: As (2.961 mg kg^{-1}), Cu (2.259 mg kg^{-1}) y Zn ($15.824 \text{ mg kg}^{-1}$). Sin embargo, como ocurre con las muestras de agua, la presencia de estas sales o precipitados superficiales depende mucho de la época del año en la que se efectúe la visita a la estructura, por lo que la constatación de su presencia sólo sirve para confirmar el juicio del evaluador sobre la toxicidad de los residuos presentes en el depósito donde se forman. Para que pudieran tener valor comparativo entre depósitos distintos sería necesario tener constancia de si se forman o no se forman y en qué cantidad, visitando todas las estructuras que se quieren evaluar siempre en la misma época del año y sin lluvias recientes.

Por todo lo expuesto, y considerando los objetivos del proceso de evaluación de riesgos, es más práctico proponer que la toxicidad de los residuos sea valorada a partir de datos analíticos obtenidos sobre muestras de los mismos. En principio, sería posible evaluar la toxicidad a partir de muestras que puedan ser consideradas representativas de un depósito de residuos o de información publicada de la que se puedan deducir valores medios o rangos de los diferentes parámetros. Lo ideal es obtener muestras de todos los depósitos que se quieren evaluar, y que éstas sean tomadas de forma semejante en todos ellos. Parece existir un acuerdo mayoritario entre los investigadores en asumir que las muestras superficiales representan el componente geoquímicamente más activo por su mayor exposición a la precipitación y a la atmósfera, y con ello a la alteración y

disolución de minerales. Sin embargo, en profundidad se producen procesos de alteración y movilización similares a los superficiales, por lo que el estudio de concentraciones, fases, mineralogía y actividad microbiana en zonas profundas de los depósitos también sería de gran interés (Stanton, 2000), especialmente para diseñar medidas de corrección o remediación. Sin embargo, de cara a la toma de muestras superficiales de dichos tipos de materiales, convendrá tener presente que, cuando se pretenda evaluar numerosas estructuras, no podrá resultar excesivamente costoso. En este sentido, la selección de un sistema de muestreo puede ser de vital importancia (en el **ANEXO II** se expone un método de muestreo que se recomienda para la obtención de muestras compuestas superficiales). Conviene advertir que, cuando se toman muestras compuestas, las cantidades recogidas suelen ser muy grandes, especialmente en el caso de escombreras. Por ello, además de realizar cuarteos previos en campo, puede ser recomendable cribar también sobre el terreno con tamiz de luz de malla de 2 mm, lo que minimizará los inconvenientes de transporte y almacenamiento, cuando los materiales así lo requieran. Hay que tener en cuenta que para la mayoría de protocolos de análisis de elementos en muestras granulares sólo se requieren cantidades de 50 a 100 gramos. En cualquier caso, parece estar bastante aceptado que es esa fracción menor de 2 mm la que gobierna la química de los residuos, por lo que será la empleada en los análisis químicos, independientemente de si la separación se hace en campo o en laboratorio. Tratándose de escombreras de materiales con piritita, puede ser interesante obtener una muestra lo suficientemente grande de material tomado en el punto situado a menor cota (en contacto con el terreno natural), o donde se aprecie que surge un rastro que anuncie la existencia de drenaje. Es de suponer que este material estará de algún modo impregnado del agua de lixiviación de toda la masa de residuos.

Una primera aproximación al potencial contaminante de los residuos puede obtenerse mediante el conocimiento de los contenidos totales en elementos potencialmente tóxicos. En lo que se refiere al contenido en elementos traza totales, las medidas se hacen normalmente efectuando una disolución con ácidos fuertes o mediante procedimientos no destructivos como la fluorescencia de rayos X. Hay que decir que existen ya analizadores por Fluorescencia de Rayos X (FRX) que dan resultados muy aproximados a lo que normalmente se interpreta como contenidos totales para la mayoría de elementos de interés. Es más, la analítica por este método puede realizarse

ya con bastante confianza mediante equipos portátiles. Los analizadores portátiles permiten obtener de forma simultánea las concentraciones de un gran número de elementos. Dependiendo del equipo, se pueden analizar del orden de 24 elementos con unos límites de detección suficientes para detectar bien los niveles potencialmente peligrosos.

La determinación del potencial de acidez puede ser una medida de la capacidad de los residuos para generar drenajes ácidos de mina (DAM). La Decisión de la Comisión de 30 de abril de 2009 destaca que los residuos podrán considerarse inertes si tienen un contenido máximo de azufre en forma de sulfuro del 0,1 %, o tendrán un contenido máximo de azufre en forma de sulfuro del 1 % y un cociente de potencial de neutralización, definido como el cociente entre el potencial de neutralización y el potencial de acidez y determinado mediante la prueba estática FprEN 15875, superior a 3. Este método de valoración de la acidez potencial está basado en el ya clásico *Acid Base Accounting* (ABA) o Contabilidad Ácido-Base. Básicamente, se evalúa la capacidad de generación máxima de acidez a través de la medida del azufre pirítico presente, y la capacidad de neutralización potencial de los materiales, expresada como carbonato cálcico equivalente. Aunque el éxito en la predicción de la calidad de las aguas en áreas alteradas no es absoluto, en términos generales, se considera un buen procedimiento cualitativo para evaluar los recubrimientos como materiales de calidad para la formación de suelos y predecir la calidad de las aguas de drenaje en la zona después del desarrollo de una explotación minera (Skousen *et al*, 2001). El método se ha ido perfeccionando al considerar las formas de azufre presentes, los minerales presentes (tanto sulfuros como carbonatos y otros con capacidad de neutralización), la estequiometría de las reacciones de neutralización y otros detalles. En Perry (1998) es posible encontrar una revisión de las fórmulas de valoración basadas en el método ABA. Es importante recalcar que los valores resultantes de la Contabilidad Ácido-Base son meramente orientativos, puesto que no se considera la cinética de las reacciones ni la accesibilidad y reactividad de la pirita y de los minerales con capacidad de neutralización. Morin (1990) explica que durante la realización de este tipo de pruebas se asumen una serie de condiciones ambientales que no siempre coinciden (por no decir casi nunca) con las condiciones ambientales reales. Si alguna de ellas no se cumple, las valoraciones pueden ser erróneas. Por ello, parece más razonable analizar la acidez actual (a través del pH en algún otro tipo de extracto acuoso), y sus consecuencias en

términos de elementos solubles y sulfato. Finalmente, no se considera la existencia de minerales secundarios generadores de acidez. Un típico resultado ABA para la zona oxidada de una balsa minera es cero (Dold & Fontboté, 2001), puesto que pueden haberse consumido todos los sulfuros y carbonatos. Sin embargo, la presencia de jarosita o schwertmannita en dicha zona, o de sulfatos ácidos altamente solubles, convierte a dicho material en susceptible de generar más acidez. La gran mayoría de los depósitos de residuos mineros abandonados y huérfanos lo son desde hace tiempo más que suficiente para que los procesos de alteración, especialmente en las capas superficiales, hayan dejado su impronta geoquímica. Inversamente, en las zonas no oxidadas los valores de pH pueden ser básicos y la solubilidad de elementos metálicos muy baja, si bien esta situación puede cambiar con el tiempo. El valor de los resultados del ensayo ABA se incrementa mucho si se tiene conocimiento de la composición química y mineralógica, y unas buenas observaciones de campo. En definitiva, los ensayos basados en el método ABA pueden ser muy valiosos para hacer valoraciones sobre la peligrosidad de residuos mineros, siempre y cuando se estudie no sólo la superficie de los mismos y no sólo los parámetros químicos, sino también los mineralógicos. Esto, unido a la propia complejidad, consumo de tiempo y coste de los análisis, convierte al método en poco práctico desde el punto de vista de la priorización de estructuras abandonadas cuando el número de éstas es grande, lo que no quita que sea muy recomendable tenerlo en consideración para fases posteriores de proyecto de rehabilitación o de diseño de prácticas de remediación.

En cualquier caso, si se opta por llevar muestras a laboratorio, además de la analítica relativa a elementos traza, puede ser útil obtener algunas medidas sencillas tales como el valor del pH (en suspensión de material sólido en aguas proporción 1/1). Dicho valor de pH, si resulta mayor o igual a 11,5 se considera corrosivo, y un valor inferior a 3,5 se considera tóxico. También puede ser útil para orientar la evaluación, o incrementar el peso de la prueba, la determinación de azufre total mediante un procedimiento de ignición en estufa, el cual es claramente el más cómodo y sencillo. Estos ensayos, si se decide realizarlos, deben de estar orientados por el tipo de residuos o sedimentos que se estudien (con probable contenido en piritita), sin olvidar que no es factible una caracterización más detallada, puesto que lo que se pretende es la caracterización de cara a establecer un orden relativo de riesgo. Cuando el contenido de azufre total supere el 1% puede interesar la evaluación de la muestra representativa y de otra tomada en el

punto situado a menor cota, cuando esto sea posible. La evaluación posterior se puede realizar sobre esta muestra y cualquier otra que se haya considerado representativa. En general, si se dispone de varias muestras, la evaluación de la peligrosidad desde el punto de vista de la contaminación deberá realizarse sobre la que arroje resultados más negativos.

A la vista de todo lo dicho anteriormente, puede que lo más práctico, desde el punto de vista de la afección a las aguas superficiales, sea efectuar ensayos que determinen directamente las cantidades de elementos fácilmente movilizables, al margen de que se analicen contenidos totales de elementos. En este sentido, puede resaltarse que los trabajos más interesantes, de cara a la priorización basada en la toxicidad de residuos mineros en entornos de minería abandonada, utilizan pruebas de lixiviación con agua des-ionizada (USGS, 1999; USEPA, 2009). De todos los posibles ensayos de lixiviación con agua, el que resulta más conveniente es el llamado EN 12457-2 (*European Committee for Standardization*, 2002), el cual evalúa los contenidos en elementos solubles en proporción 1/10 (sólido:agua desionizada). Los resultados obtenidos al aplicar este procedimiento pueden compararse con los realizados en muestras de lixiviados o sobrenadantes, cuando éstos existen, siendo imprescindibles cuando los análisis de agua no sean concluyentes (como ya se ha comentado más arriba). Se propone que la valoración de los resultados de los ensayos de lixiviación se realice con respecto a un estándar de calidad de aguas, tal como el de agua de consumo humano o preservación de la vida acuática, de manera semejante a como se realiza habitualmente con los niveles genéricos de referencia de suelos. Este factor o índice que se identificará como **cociente promedio de peligrosidad (CPP_{LAB})** queda expresado del siguiente modo:

$$CPP_{LAB} = 1/n \times \sum^n \frac{[X]_{LIX-LAB}}{NCA_X}$$

Donde:

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

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

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

	Estándar adoptado (a)	Niveles agua consumo humano (b)	NCA-MA (c)	OMS (d)	USEPA Primary Drinking Water (e)	USEPA Secondary Drinking Water (f)	USEPA Ambient Water Quality Criteria (g)
Al	50	200		200		50-200	
As	10	10	50	10	10		150
Cd	0,25	5		3	5		0,25
Co	20(*)						
Cr	50	50	50	50	100		
Cu	10(\$)	2000	30(€)	2000	1300(\$)	1000	10(\$)
Hg	1	1		1	2		
Mo	70			70			
Ni	20	20		20			
Pb	10	10		10	15(\$)		
Se	1		1	10	50		
V	6(#)						
Zn	120(\$)		250(€)	3000		5000	120(\$)
pH	6,5-8,5	6,5-9,5				6,5-8,5	

Tabla 4. Niveles deseables de contenidos en elementos (expresados en µg/L) y de pH para aguas. Notas:

- (a) Lista de referencia adoptada.
- (b) Niveles de parámetros químicos e indicadores en el Real Decreto 140/2003, sobre calidad de agua de consumo humano, y la Directiva 98/83/CE.
- (c) Normas de Calidad Ambiental en el ámbito de la política de aguas (Real Decreto 60/2011).
- (d) Valores de referencia de sustancias químicas cuya presencia en el agua de bebida es significativa para la salud (OMS, 2006).
- (e) Máximos niveles permisibles en agua de beber (*National Primary Drinking Water Regulations*, USEPA, 2009).
- (f) Máximos niveles permisibles en agua de beber (*National Secondary Drinking Water Regulations*, USEPA, 2009).
- (g) Criterio de concentración máxima admisible para una exposición crónica de la vida acuática (a la que puede ser expuesta indefinidamente sin resultados inaceptables) (USEPA, 2002).
- (*) No existen referencias ampliamente aceptadas a nivel internacional para este elemento. Se adopta la sugerencia de Puura & D'Alessandro (2005).
- (€) Valores de calidad para un grado de salinidad intermedio.
- (#) Para este elemento se adopta el criterio de objetivo de calidad del agua para la vida acuática del *Ministry of Environment and Energy of Ontario* (2004).
- (\$) Valores de calidad para un grado de salinidad intermedio.

Los niveles adoptados como referencia se muestran en la **Tabla 4**, junto a otros niveles obtenidos de la bibliografía. Para la definición del estándar con el que se comparan las concentraciones obtenidas se ha partido de lo regulado en el Real Decreto 140/2003,

sobre calidad de agua de consumo humano, y en el Real Decreto 60/2011, por el que se establecen las Normas de Calidad Ambiental en el ámbito de la política de aguas. Además, se han revisado otras normas internacionales: de la EPA norteamericana, de la OMS (Organización Mundial de la Salud), del Ministerio de Medio Ambiente de Ontario, así como el trabajo de Puura y D'Alessandro (2005).

La aplicación del cociente promedio de peligrosidad a una serie de residuos mineros, junto a los datos obtenidos de la realización del ensayo EN 12457-2 se muestra en la **Tabla 5**.

PRESAS ELEMENTOS (µg/L)	San Cristobal Oeste (Mazarrón)	Cabezo Rajao (La Unión)	El Lirio La Unión)	Brunita (La Unión)	Mercader (La Unión)	La Económica (Toledo)
Al	153000.00	24800.00	100.00	55000.00	100.00	104.00
As	18.37	1.89	0.57	7.00	0.64	59.60
Cd	346.00	139	100.00	93.40	5.43	1.10
Co	144.00	43.1	0.68	54.20	0.12	2.42
Cr	148.00	0.63	<0.1	3.81	<0.1	0.42
Cu	1128.00	81.1	0.26	139.00	0.44	53.40
Hg	<2	<1	<1	<2	<1	<0.5
Mo	0.14	<0.12	<0.12	0.00	0.26	3.46
Ni	317.00	86.7	<0.8	103.00	<0.8	24.20
Pb	<0.8	1063	4.73	824.00	0.40	59.20
Se	13.10	7.11	<1	17.60	<1	<0.5
V	0.47	<0.20	<0.1	0.00	<0.1	0.79
Zn	136000.00	32260.00	1857.00	18805.00	100.00	330.00
pH	2.50	3.57	6.85	3.20	6.72	5.78
CE (µS/cm)	3160	2480	2440	3060	2900	138
CPP_{LAB}	637	181	139	219	12	4

Tabla 5. Valores obtenidos de diversos parámetros químicos y medida del cociente promedio de peligrosidad (CPP_{LAB}), después de aplicar el ensayo EN 12457-2 a muestras compuestas superficiales de diversas presas de residuos de flotación.

Considerando la variabilidad de los resultados mostrados, junto a muchos otros, ha sido posible elaborar una gráfica (**Figura 19**) que permite transformar los valores de CPP_{LAB} en el llamado **factor de toxicidad (F_{TOX})**. Ya se mencionó que dicho factor no es otra cosa que un indicador de la toxicidad relativa de los residuos expresada en una escala de 0 a 5. Se ha considerado que a cualquier valor del cociente promedio de peligrosidad

obtenido a partir de datos del ensayo normalizado de laboratorio superior a 400 se le debe asignar la máxima calificación de toxicidad (5), es decir: $F_{TOX} = CPP_{LAB} \times 0,0125$, para $CPP_{LAB} \leq 400$, y $F_{TOX} = 5$ para $CPP_{LAB} > 400$.

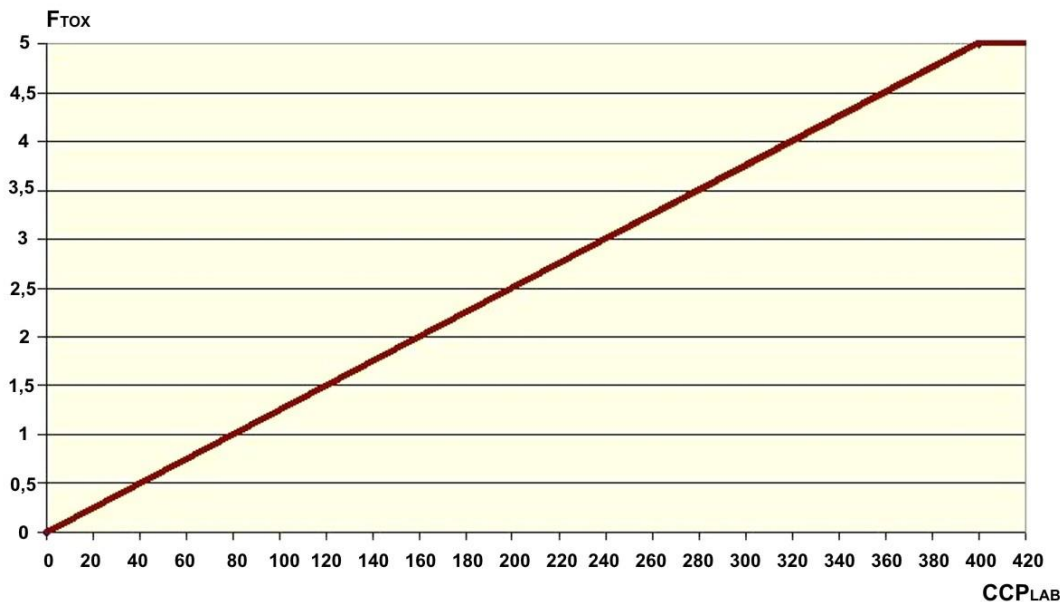


Figura 19. Gráfica que permite la asignación de valores del factor de toxicidad (F_{TOX}) en función de los valores obtenidos del cociente promedio de peligrosidad (CCP_{LAB}), calculado a partir de datos de análisis de laboratorio con el ensayo EN 12457-4.

Otra opción para establecer una medida de la peligrosidad de los residuos es emplear el llamado Ensayo de Lixiviación en Campo (ELC o *Field Leaching Test*, FLT), el cual fue desarrollado por miembros del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS) para proporcionar una medida rápida y económica del pH y la conductividad eléctrica, así como para obtener un lixiviado sobre el que poder medir contenidos en elementos potencialmente tóxicos (Hageman & Briggs, 2000; Hageman, 2004). El método contempla la extracción en agua con un tiempo de agitación de sólo cinco minutos, asumiendo que los materiales más reactivos presentes en residuos alterados superficialmente son componentes relativamente solubles de la fracción fina (<2mm). Inicialmente pensado para residuos mineros procedentes de la minería metálica, este test se ha utilizado posteriormente para predecir, evaluar y caracterizar las interacciones geoquímicas entre el agua y una amplia variedad de matrices geológicas y ambientales, sobre las que también ha mostrado ser de utilidad. Como parte del desarrollo de la investigación que dio lugar al diseño final del ensayo, se realizaron estudios comparativos con los muchos otros tipos de pruebas de lixiviación. Se comprobó que el

ensayo de campo y el método SPLP (*Synthetic Precipitation Leaching Procedure*) o método EPA-1312 (USEPA, 1994) proporcionaban resultados comparables (Hageman & Briggs, 2000; Hageman, 2004). En la **Tabla 6** se muestran algunos resultados de aplicar el mencionado método de campo.

Depósito	Waldorf	Santiago	Idaho springs	Sugar Shack Middle	Sugar Shack South	Sugar Shack West	Mina Galeras	San Cristobal Oeste	Cueva de la Mora Este	Cueva de la Mora Oeste
pH	3,1	3,6	3,0	4,6	4,7	3,2	2,8	2,8	2,4	2,9
C.E. (μS/cm)	1040	1396	556	1190	1380	862	2820	2250	3210	985
Al	8230	2060	5890	5000	5400	8200	72080	35340	50000	18000
As	2	2	<1	<1	<1	<1	227	33	4847	3
Cd	122	174	0,2	3,9	4,8	0,6	368	128	28	23
Co	62	35	4,5	56	69	28	75	35	108	17
Cr	12	5	7	<1	1,6	16	65	36	22	5,6
Cu	4400	6590	84	230	300	170	923	340	6729	1926
Hg	<5	25	<5	--	--	--	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Mo	4,1	4	4,2	4,4	12	<2	<0,24	<0,24	48	<0,06
Ni	117	120	12	110	150	73	151	83	42	20
Pb	190	234	3	0,3	0,4	0,9	3,3	19	2474	586
Se	1,8	1,9	1	<1	1,0	<1	9,4	4,6	52	3,5
V	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,2	<0,2	47	<0,05
Zn	23900	26000	100	374	474	269	130200	37450	11000	9000

Tabla 6. Parámetros químicos obtenidos mediante el ensayo de lixiviación en campo (ELC) a partir de muestras compuestas superficiales de residuos mineros norteamericanos (Hageman, 2004; Smith *et al* 2007), y de algunas presas mineras españolas.

A partir de los resultados obtenidos mediante la aplicación del método de campo a residuos mineros, es posible también realizar una valoración con respecto al mismo estándar de calidad de aguas que ha sido adoptado como referencia. Este factor o índice se identificará también como **cociente promedio de peligrosidad CPP_{ELC}**:

$$CPP_{ELC} = 1/n \times \sum^n \frac{[X]_{ELC}}{NCA_X}$$

Donde:

- $[X]_{ELC}$ es la concentración medida en el lixiviado resultante de aplicar al residuo el ensayo de lixiviación en campo para el elemento X,

- NCA_X es el contenido máximo admisible en el agua o nivel de calidad de aguas correspondiente al elemento X,

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

En la **Tabla 7** se exponen algunos resultados de calcular el cociente promedio de peligrosidad a una serie de residuos mineros.

PRESAS ELEMENTOS ($\mu\text{g/L}$)	San Cristobal Oeste (Mazarrón)	Cabezo Rajao (La Unión)	El Lirio (La Unión)	Brunita (La Unión)	Mercader (La Unión)	La Económica (Toledo)
Al	35340.00	13000	1386.00	77000.00	26.00	268.00
As	33.30	0.81	7.96	8.49	0.72	19.30
Cd	128.00	59.3	214.00	108.00	7.20	0.97
Co	34.60	18.00	3.08	53.00	0.28	2.21
Cr	35.90	0.22	1.75	19.70	0.24	0.44
Cu	340.00	22.80	6.49	267.00	1.34	36.00
Hg	<2	<2	<1	<2	<1	<0.5
Mo	<0.24	<0.24	<0.24	0.00	<0.24	0.51
Ni	82.70	40.80	6.04	105.70	1.42	6.18
Pb	18.90	179.00	345.00	1260.00	7.59	84.50
Se	4.64	2.21	<1	23.40	<1	<0.5
V	<0.2	<0.05	1.94	0.00	<0.2	0.53
Zn	37450.00	17000.00	10000.00	18000.00	614.00	361.00
pH	2.75	3.95	5.88	3.21	6.55	6.36
CE ($\mu\text{S/cm}$)	2250	1359	2650	3060	1964	220
CPP	176	95	250	288	11	4

Tabla 7. Valores obtenidos de diversos parámetros químicos y medida del cociente de peligrosidad promedio (CPP_{ELC}) después de aplicar el ensayo de lixiviación en campo a muestras compuestas superficiales de diversas presas de residuos de flotación.

De forma semejante a como se hizo anteriormente para los resultados que se derivan de análisis de laboratorio, se ha elaborado una gráfica (**Figura 20**) que permite transformar los valores de CCP_{ELC} en el llamado **factor de toxicidad (F_{TOX})**. Se ha considerado que a cualquier valor del cociente promedio de peligrosidad superior a 200 se le debe asignar la máxima calificación de toxicidad (5), es decir: $F_{TOX} = CCP_{ELC} \times 0,025$, para $CCP_{ELC} \leq 200$, y $F_{TOX} = 5$ para $CCP_{ELC} > 200$.

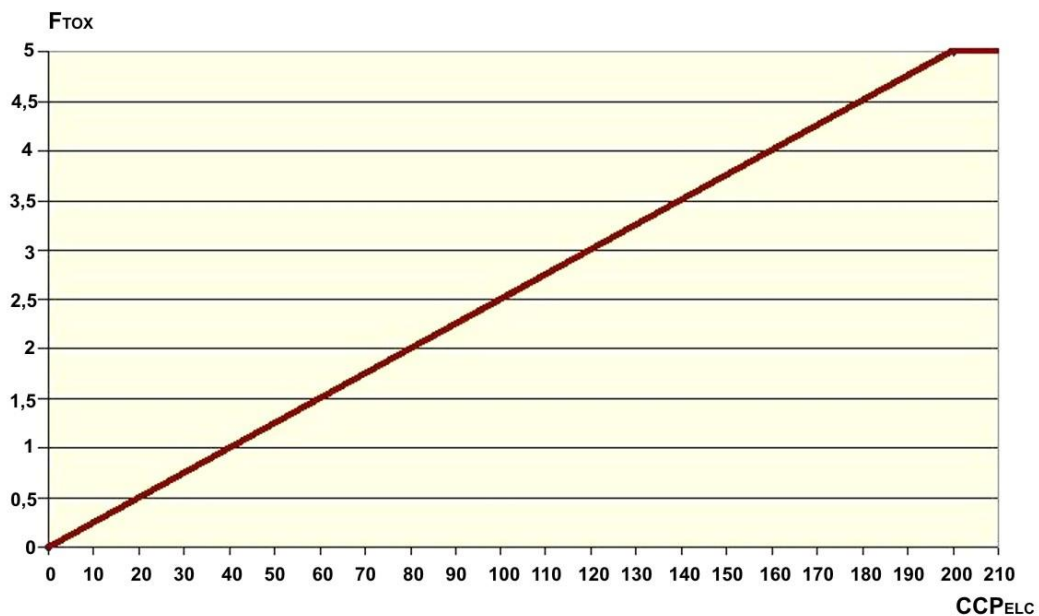


Figura 20. Gráfica que permite la asignación de valores del factor de toxicidad (F_{TOX}) en función de los valores obtenidos del cociente promedio de peligrosidad (CCP_{ELC}), calculado a partir de datos del ensayo de lixiviación en campo.

Entre ambas estrategias de valoración de la toxicidad de los residuos mineros ha de primar la que hace uso de ensayos de laboratorio, puesto que proporciona unos datos más fiables, al ser realizada en condiciones mucho más uniformes que las que imperan en las campañas de muestreo en campo. Sin embargo, la segunda forma de valorar no deja de ser una buena alternativa para situaciones en las que la escasez de recursos y tiempo aconsejan simplificar los procedimientos de evaluación. Se ha intentado además proporcionar una tercera fórmula basada en la medida directa de la conductividad eléctrica y el pH de los lixiviados (tanto los obtenidos en campo como en laboratorio), llegando a la conclusión de que no resulta ser lo suficientemente fiable, especialmente cuando se trata de valores altos. No obstante, puede considerarse que los resultados de las medidas de pH y conductividad eléctrica son suficientemente seguros para

identificar aquellos residuos de menor peligrosidad, para lo cual se proporcionan las guías de valoración recogidas en la **Tabla 8**.

Valoración de la química de lixiviados de muestras representativas de residuos	
Criterio de valoración	Valor de F_{TOX}
Conductividad eléctrica del ensayo de lixiviación EN 12457-2 menor de 300 μ S/cm y pH comprendido entre 7,1 y 8,8	0,5
Conductividad eléctrica del ensayo de lixiviación en campo menor de 200 μ S/cm y pH comprendido entre 7,4 y 9,1.	0,5

Tabla 8. Valor asignado al factor de toxicidad o peligrosidad (F_{TOX}) a muestras de lixiviados de residuos mineros que pueden ser considerados de baja toxicidad.

3.1.2.4. Otros factores que condicionan la probabilidad de generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales: factor de superficie desprotegida (F_{SD})

Teóricamente, la superficie que los depósitos ofrecen a los procesos de meteorización y a la infiltración en épocas de lluvia condiciona la generación de aguas de escorrentía y/o percolación, así como las características de las mismas. Claramente los taludes, especialmente si tienen fuerte pendiente, son superficies que reciben menos infiltración que las áreas llanas, lo que depende del ángulo y de la formación de escorrentía. Como no resulta sencillo establecer en que medida las diferentes partes de una determinada estructura pueden contribuir a la contaminación de las aguas superficiales, ya sea por lixiviación o por escorrentía se asume que puede hacerse una valoración a través del área expuesta total S_{EX} . A partir de la medida en planta de la superficie expuesta por el depósito de residuos que se esté evaluando es posible asignar un **factor superficial (F_S)** valorado entre 0 y 1 mediante la gráfica de la **Figura 21**. Se ha considerado que debe ser asignado el máximo valor (1) cuando se alcance una superficie total expuesta por el depósito de residuos de 2 ha o superior. Esto es lo mismo que utilizar las equivalencias siguientes: $F_S=0,5 \times S_{EX}$, para $S_{EX} \leq 2$, y $F_S=1$, para $S_{EX} > 2$.

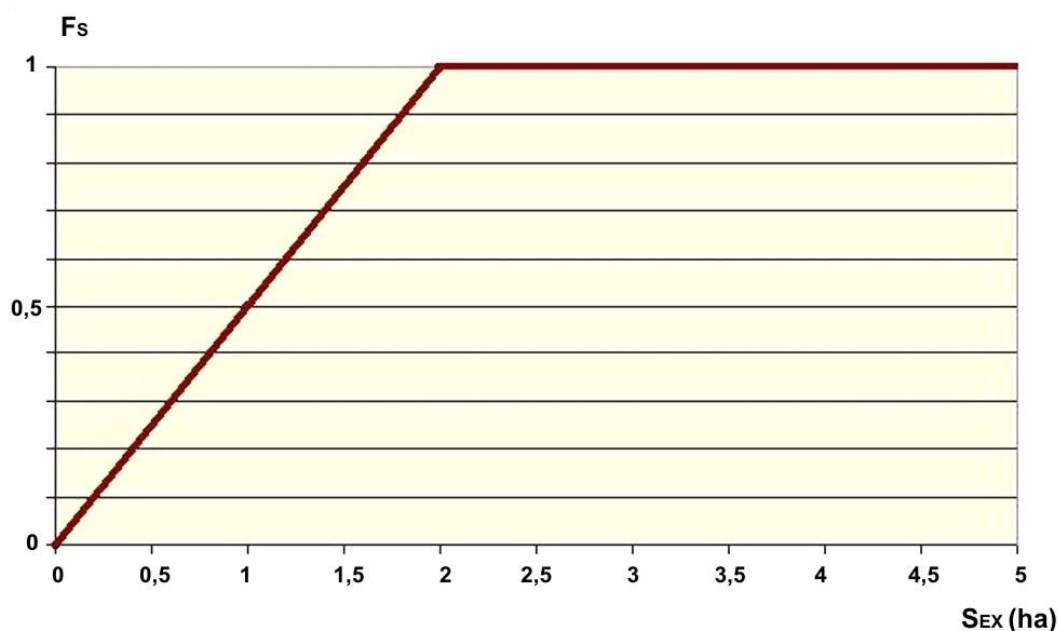


Figura 21. Gráfica que permite la asignación de valores del factor superficial (F_s) en función de los valores obtenidos de la superficie total expuesta del depósito minero (S_{EX}).

Es corriente que los depósitos de residuos mineros abandonados correspondientes a explotaciones autorizadas antes de los primeros años de la década de los ochenta no hayan sido sometidos a ninguna clase de medida de rehabilitación o remediación. No obstante, algunos de ellos han sido en algún momento recubiertos con otros materiales y, en ocasiones, revegetados. El establecimiento de coberturas sobre los residuos es un tema del máximo interés en la actualidad. Los objetivos de un sistema de cobertura pueden variar de un sitio a otro pero generalmente incluyen (Xenidis *et al.*, 2004):

- Control de erosión y polvo.
- Estabilización química de lodos potencialmente generadores de acidez (a través del control de la entrada de oxígeno y de agua o infiltración).
- Control de liberación de contaminantes (a través de control de infiltración).
- Provisión de un medio de crecimiento para el establecimiento de la vegetación.

Una de las muchas formas de clasificar los materiales empleados como cobertura es la que propusieron Perry & Bell (1985):

- Toda la gama de suelos naturales.

- Suelos naturales cuyas propiedades han sido enmendadas o mejoradas con la adición de otros materiales (caliza machacada, escorias de acería, materia orgánica, etc.).
- Materiales sintéticos.
- Residuos como ladrillos troceados o pulverizados, o residuos de construcción y demolición.

A los anteriormente mencionados habría que añadir productos de cantera (gravas, zahorras, arcillas, etc.) y otros residuos mineros considerados inertes. Además, existen coberturas multicapas, las cuales combinan diversos materiales.

Lo normal en depósitos de residuos abandonados es que como mucho se hayan visto sometidos a prácticas de defensa parciales: tapado con suelos u otros materiales terrosos, tapado con residuos de demolición o estériles mineros, en ambos casos tratados o no con un método de fraccionamiento. Además, la mayoría de las veces, estas operaciones de tapado son incompletas. Sin embargo, una cobertura, aún sencilla, incompleta y muchas veces improvisada, puede tener efectos beneficiosos desde el punto de vista de la generación de efluentes contaminantes sobre las aguas superficiales, dado que retienen agua, impidiendo parte de la percolación, o dificultan la entrada de aire. Es por esto por lo que la existencia de una cobertura debe ser considerada a la hora de la valoración del riesgo. En este sentido, y aun siendo complicado establecer valoraciones sobre el grado de protección que este tipo de coberturas proporciona, se propone analizar lo que se ha denominado M_C o **material de cobertura (Tabla 9)**. El personal que tenga que evaluar cualquier otro posible material de cobertura puede establecer los valores que considere necesarios a la vista de los que se proponen como guía en la mencionada tabla, jugando con las características del material y el espesor del mismo. Igualmente puede aplicarse un factor multiplicador del efecto protector de la cobertura si está presente algún tipo de vegetación. Dicho factor, que se denominará **cubierta vegetal (V_C)**, se valorará de modo que incremente el valor de la cobertura en función del tipo de vegetación y la superficie cubierta medida en planta (suma de la cubierta al ras del terreno más la proyección de copas). Dicha valoración se recoge en la **Tabla 10**.

Valoración del material de cobertura de los residuos		
Criterio de valoración		Valor de M_C
Tipo de material	Espesor (cm)	
Arcillas de cantera sin elementos gruesos	<15	0,3
	>15	0,6
Suelos arcillosos con <10% de elementos gruesos	<25	0,5
	25-50	0,6
	>50	0,7
Suelos de cualquier tipo pedregosos (>30% de elementos gruesos)	<20	0,3
	25-50	0,4
	>50	0,6
Residuos mineros inertes o residuos de demolición limpios de finos (<20%)	<30	0,2
	30-60	0,3
	60-100	0,5
	>100	0,7
Residuos mineros inertes o residuos de demolición con abundantes finos o mezclados con tierras (>20%)	<20	0,3
	20-50	0,4
	50-80	0,5
	>80	0,6
Roca machacada con predominio de tamaños inferiores al de la grava gruesa y piedras	<20	0,3
	20-40	0,4
	40-60	0,5
	>60	0,6
Roca machacada con predominio de tamaños superiores a los de la grava gruesa y piedras	<40	0,2
	40-80	0,4
	>80	0,6
Acolchados de material vegetal (paja, heno, etc.) o mantas orgánicas	<10	0,4
	>10	0,7

Tabla 9 Valores asignados al tipo de cobertura (M_C) en función de las características de los materiales empleados. Los tamaños de partícula empleados en las denominaciones se corresponden con: elementos gruesos (>2 mm), grava gruesa y piedras (>20 mm). Se supone ausencia de vegetación o sólo vegetación esporádica y dispersa

Valoración del efecto de la vegetación que recubre los residuos	
Criterio de valoración	Valor de V_C
Tipo de vegetación presente	
Arbórea de cualquier densidad, con sotobosque de escasa o nula importancia	0,2
Arbórea, arbustiva o mixta densa	0,3
Herbazal denso o pastizal	0,1
Herbácea o subarbustiva dispersa de tipo tomillar o espartal, herbácea ocasional, o terreno sin vegetación	0

Tabla 10. Valores asignados al factor (V_C), relativo a la vegetación existente en la superficie de un depósito minero, independientemente de si su implantación fue natural o artificial. La estimación de la superficie cubierta se realiza midiendo en planta (suma de la cubierta al ras del terreno más la proyección de copas).

Para evaluar el grado de desprotección superficial de los residuos mineros es necesario previamente determinar la **fracción de cobertura** (F_C), que considera además de la superficie recubierta, los materiales y características específicas del tipo de cobertura; para su cálculo se aplicará la siguiente fórmula:

$$F_C = (S_C/S_{PL}) \times (M_C + V_C)$$

Donde:

- F_C es la **fracción de cobertura**.

- S_C/S_{PL} es la relación entre la superficie cubierta (S_C) y la superficie total (S_{PL}), medidas en planta.

- M_C es el valor correspondiente al material de cobertura, deducido de la **Tabla 9**.

- V_C es el valor asignado en función de la presencia de vegetación, deducido de la **Tabla 10**.

El grado de desprotección superficial del depósito será proporcional al resultado de restar a 1 el valor de F_C . La escala de valoración oscilará entre 0 y 1; cuando la superficie del depósito se encuentre completamente cubierta o protegida, será igual a 0; por el contrario, cuando no exista ningún tipo de cobertura superficial el valor de F_C valdrá 0, por lo que el grado de desprotección será igual a 1.

Por último, el **factor de superficie desprotegida** (F_{SD}) como una medida de la probabilidad de infiltración y generación de lixiviados y de escorrentías, con carga contaminante, se calculará aplicando la siguiente fórmula:

$$F_{SD} = F_S \times (1 - F_C)$$

Donde:

- F_S = Factor superficial dependiente de la superficie ocupada por el depósito de residuos.

- F_C = Fracción de cobertura.

Puede comprobarse que el factor F_{SD} es igual al factor F_S (explicado en el punto anterior) en aquellos casos en los que no existe ningún tipo de cobertura o ésta se puede considerar irrelevante.

3.1.2.5. Cálculo del índice de probabilidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales $I_P(C1)$

Como ya se explicó, el índice de probabilidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales o $I_P(C1)$ será cero cuando no exista ningún cauce o masa de agua a distancias iguales o inferiores a 500 m, ó 300 m si son cauces intermitentes de orden inferior. Para el resto de los casos $I_P(C1)$, expresado en una escala entre 0 y 5, se calculará según la siguiente fórmula:

$$I_P(C1) = P_R \times F_{TOX} \times F_{SD}$$

Donde:

- P_R es el denominado **factor de proximidad** relativo a los cauces o masas de agua superficiales.

- F_{TOX} es el denominado **factor de toxicidad o peligrosidad** de los residuos.

- F_{SD} es el llamado **factor de superficie desprotegida**, que hace referencia al tamaño o superficie del depósito, y su grado de desprotección en función de la existencia o no de algún tipo de cobertura sobre los residuos. Cuando se evalúa a partir de surgencias al pie se usa la **Figura 28 (apartado 3.2.2.2.)**.

El valor obtenido de aplicar la fórmula anterior da resultados comprendidos entre cero y cinco. De este modo se mantiene dentro de la escala propuesta para los índices de probabilidad fijados en el apartado 2.3.

3.1.3. Índice de severidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales: $I_s(C1)$

La severidad de los efectos que un drenaje o efluente contaminante puede generar sobre el medio ambiente, las personas o la población y las actividades económicas se deriva de la consideración de las masas de agua (temporales o permanentes) que pueden verse afectadas y de su uso. La severidad y extensión del daño sobre las aguas superficiales debido a efluentes mineros va a ser función de la capacidad de dilución y atenuación natural de la carga contaminante que la masa de agua superficial receptora pueda ofrecer. Es por ello, que resulta difícil prefijar una distancia de alcance final de la contaminación que sirva como marco espacial de referencia para la evaluación de los daños. Por otra parte, no existe en la literatura, ni entre las distintas metodologías que han abordado la evaluación del riesgo en minería abandonada o contaminación de suelos, un consenso a la hora de fijar ésta distancia. A continuación, se exponen algunas de las distancias aplicadas por algunas de estas metodologías: *Historic Mine Sites Scoring System (HMS-SS)* establece 10 km aguas abajo (EPA-Ireland, 2009); *Contaminated Sites Ranking System (CSRS)* considera los receptores (captaciones para abastecimiento de agua, áreas sensibles, etc.) localizados hasta una distancia de 5 millas (aproximadamente 8 km) aguas abajo del foco contaminante (BER POLICY, 2010); *Preliminary Risk Assessment Model for Soil Contamination in Europe (PRA_MS)* más de 3 km (EEA, 2005); *National Clasification System for Contaminated Sites (NCSCS)* 5 km (CCME, 2008). Distancias similares a la que se propone en esta última metodología, son las aplicadas en otros métodos como: *Abandoned Mine Lands Preliminary Assessment* (State of California, 1999), que considera la distancia de 3 millas (aproximadamente 4,8 km), y *Site Prioritization Tool for Potentially Persistent Organic Pollutants Contaminated Sites* (www.popstoolkit.com) 5 km. Con carácter general, en la presente metodología se ha adoptado finalmente una distancia de 5 km aguas abajo del depósito, para la evaluación de daños, salvo que se disponga de información analítica o existan claras evidencias de contaminación que aconsejen adoptar otra distancia de

referencia. La adopción de dicha distancia, es en cierto modo arbitraria. Sin embargo, resulta razonable admitir que la atenuación ha sido total a lo largo de la misma, y también que las concentraciones de metales u otros solutos existentes pueden ser difícilmente asignables a la estructura objeto de evaluación. Es cierto que existen numerosos casos en que se ha constatado un alcance de la contaminación por lixiviados y efluentes mineros muy superior. Por ejemplo, Vadillo *et al.* (2010) observaron cómo en la Cuenca Minera de El Bierzo (León), la existencia de una drenaje ácido de roca en la cabecera del Arroyo de La Silva, afectado por minería de carbón y con escasa capacidad de atenuación natural, generó una pluma contaminante de hasta 15 km aguas abajo. Sin embargo, en áreas mineras es sabido que muchas veces, puede existir una elevada concentración de depósitos de residuos mineros, y cada uno de ellos puede representar un foco puntual de contaminación, siendo muy difícil asignar su grado de responsabilidad respecto a la afección y extensión del daño. Es por ello que 5 km de distancia de amortiguamiento puede resultar aceptable en una evaluación de los riesgos que se derivan de la afección sobre las aguas superficiales. En función de las circunstancias que concurren en las posiciones situadas aguas abajo de los depósitos de residuos mineros que se evalúan hasta una distancia de 5 km, se asignará el valor del **índice de severidad de las consecuencias $I_S(C1)$** , valorado entre 0 y 5.

3.1.3.1. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales $I_S(C1PO)$

Es evidente que el abastecimiento de agua para consumo humano es el más vulnerable con respecto a otros usos del agua, puesto que lleva aparejado una exposición crónica y entraña una mayor probabilidad de generar un daño sistémico, al favorecer la entrada en el organismo, vía ingestión, de elementos tóxicos disueltos. Otro aspecto importante en relación con el tipo de aprovechamiento del recurso hídrico es su posible utilización para el riego de cultivos, o plantas forrajeras. Numerosos estudios han mostrado que los cultivos hortícolas, particularmente los cultivos de hoja (lechuga, col, acelga, repollo, etc.), acumulan mayores concentraciones de metales pesados si crecen en suelos contaminados, lo que puede producirse como consecuencia del riego con aguas contaminadas. El consumo de estos productos de huerta, junto con el consumo de carne y leche de ganado que han consumido aguas y/o alimentos con una alta carga en metales

pesados, pueden indirectamente representar una amenaza para la salud de las personas por transferencia de dichos elementos tóxicos a través de la cadena trófica, debido a procesos de bioacumulación y biomagnificación.

Uno de los factores que intervienen en el índice de severidad es el de la **población expuesta (P_{EX})** a elementos tóxicos, a través de la ingesta de agua contaminada que ha sido captada de cursos fluviales, lagos o embalses afectados por efluentes de residuos mineros. Para ello, es necesario conocer el número de captaciones destinadas al abastecimiento de población (agua para consumo humano) presentes en las masas de agua superficial afectadas, hasta una distancia de 5 km, en la dirección del flujo de agua. El contingente de población que pudiera verse afectado es estimado, de forma similar a la propuesta de EPA-Ireland (2009), a partir del número de personas por hogar, multiplicado este por el número de captaciones, siempre y cuando éstas sean de carácter privativo y no se correspondan con abastecimientos a núcleos de población, entendiendo que cada una de ellas representa una vivienda. En España, según el Censo de Población y Viviendas de 2011 del Instituto Nacional de Estadística, el tamaño medio de una familia es de 2,58 miembros; el valor resultante de población expuesta deberá redondearse a un número entero. En el caso de que exista una captación para abastecimiento a núcleo de población, se sumará a la población expuesta ya evaluada el contingente demográfico de dicho núcleo. Aunque sea una estimación de la población total expuesta muy grosera, el resultado de esta suma permite valorar un grado de exposición con vistas a definir prioridades de actuación. No obstante, se establece un criterio muy restrictivo, de tal forma, que a partir de más de 50 personas abastecidas el riesgo es muy alto (valor 5) o nulo (valor 0) cuando no exista ninguna captación, en el marco espacial de referencia.

Los valores intermedios se establecen de forma directamente proporcional al incremento o reducción del número de personas potencialmente abastecidas con aguas superficiales, pudiéndose asignar directamente a partir de la **Figura 22**. Esto es lo mismo que considerar que P_{EX} es igual al número de personas abastecidas dividido por 10, cuando este último número es ≤ 50 . La existencia de una “zona protegida para la captación de agua destinada al consumo humano, que abastezca a más de 50 personas” (Registro de Zonas Protegidas) en la masa de agua afectada, considerando hasta 5 km de distancia

desde el depósito evaluado, permitirá asignar directamente el máximo valor a este factor.



Figura 22. Gráfica que permite la asignación de valores del factor población expuesta (P_{EX}) en función del número de personas potencialmente abastecidas con aguas superficiales.

Puede observarse que la principal fuente de información para la evaluación de la mayoría de los factores que definen el índice de severidad es el Registro de Aguas. En dicho registro se inscriben los derechos al uso privativo de las aguas, cuya gestión depende de los organismos de cuenca, esto es, las confederaciones hidrográficas en las masas de agua superficiales intercomunitarias, y las administraciones hidráulicas autonómicas (agencias del agua) en las intracomunitarias, de acuerdo con el Reglamento de Dominio Público Hidráulico (DPH) (RD 849/1986). Además de éste, otra fuente de consulta que puede resultar valiosa es el Catálogo de Aguas Privadas: inventario de aprovechamientos de aguas calificadas como privadas por la Ley de Aguas de 1879, cuyos titulares optaron por mantenerlos en dicho régimen y no incluirlos en el anterior registro. Por último, si se considera necesario, existe la posibilidad de realizar entrevistas en profundidad a algún responsable competente en la materia de los ayuntamientos afectados, con el objeto de conocer cuáles son las fuentes de abastecimiento de agua al municipio, superficiales o subterráneas, y la localización de las captaciones. De dichas entrevistas es posible que se pudiera obtener información

relevante sobre la calidad de las aguas de abastecimiento u otros usos, así como otros aspectos que pudieran facilitar la evaluación del riesgo.

El factor **exposición** (F_{SUP}) puede resultar un buen indicador de la distribución de la concentración de los solutos contaminantes en la masa de agua superficial, a la que se encuentran expuestos los receptores potenciales; dicho factor tiende a disminuir con la distancia al foco emisor o depósito de residuos, en función de la eficiencia de los procesos de dilución y atenuación natural del sistema; dichos procesos son muy dependientes de las características específicas del emplazamiento y entorno próximo, especialmente las que controlan el caudal e hidroquímica de las aguas superficiales tales como el tamaño de cuenca, densidad de la red hidrográfica, climatología y geoquímica del sustrato, entre otras. Hudson-Edwards *et al.*, 1996, señalaron cómo en sistemas hídricos afectados por drenajes ácidos de mina, la concentración de contaminantes en agua y sedimentos tiende a decrecer con la distancia a las fuentes de contaminación como consecuencia de procesos químicos e hidrodinámicos. Asimismo, la eficiencia de los procesos de atenuación varía en función del elemento considerado, los procesos de precipitación o coprecipitación de fases sólidas y los de dilución. Es necesario resaltar también que en climas secos, la remoción de elementos metálicos de la columna de agua por precipitación en forma de sulfatos no elimina el problema de contaminación, sólo lo postpone hasta que la lluvia o incrementos de caudal favorezcan su redisolución. Se puede afirmar, por lo tanto, que no existe un único modelo de distribución de la carga contaminante basado en rangos de distancias, orientado a la evaluación de los efectos probables sobre la salud y el medio ambiente. Tampoco existe unanimidad a la hora de establecer los rangos de amortiguamientos de dicho modelo de distribución de “concentraciones de exposición” a elementos contaminantes, en las metodologías de análisis preliminar del riesgo consultadas. Teniendo en consideración todo lo expuesto, y asumiendo la elevada incertidumbre del modelo que se propone, se ha optado, salvo que se disponga de información analítica y/o de campo que permita diseñar un modelo de concentración de los contaminantes en el medio hídrico más acorde con la realidad, por considerar al igual que la *National Classification System for Contaminated Sites* (CCME, 2008) que las mayores concentraciones se producen en el punto de descarga hasta 100 m aguas abajo, asignando a este rango el máximo valor del factor de exposición (F_{SUP}). Por el contrario, a partir de 5000 m se considera que la atenuación ha sido total, o más bien, que las concentraciones de metales u otros solutos existentes

pueden ser difícilmente asignables a la estructura objeto de evaluación. La determinación del **factor exposición para las aguas superficiales (F_{SUP})** se puede realizar directamente a partir de la gráfica de la **Figura 23**. Igualmente puede hacerse mediante las siguientes igualdades: $F_{SUP} = (-0,0002 \times D + 1)$, para $100 < D \leq 5000$ m, $F_{SUP} = 0$, para $D > 5000$ m, y $F_{SUP} = 1$, para una distancia (D) ≤ 100 m.

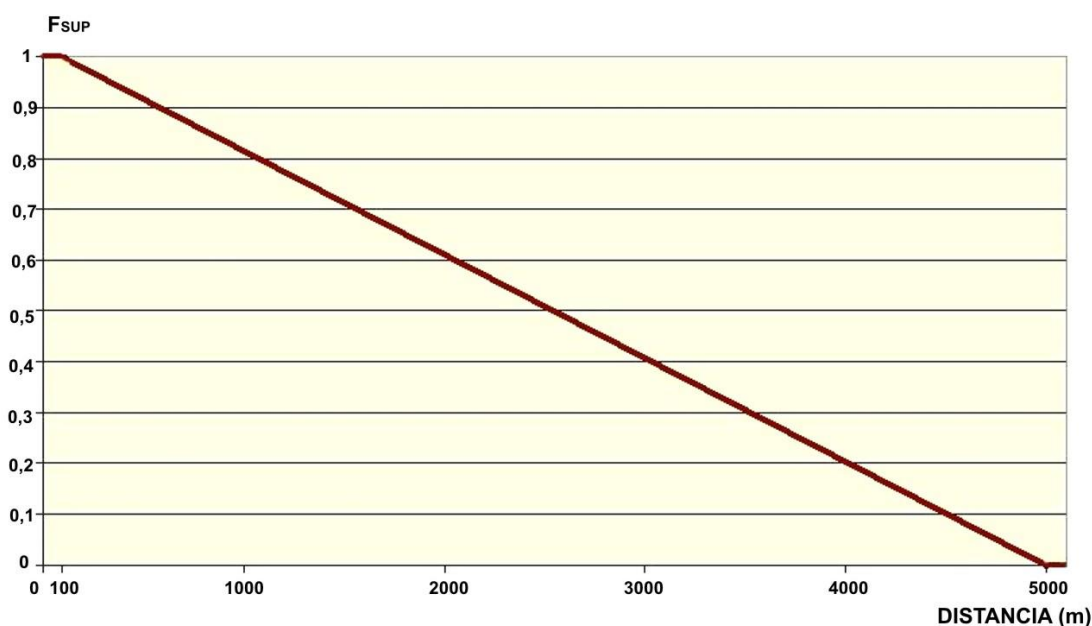


Figura 23. Gráfica que permite la asignación de valores del factor exposición al contaminante (F_{SUP}) en función de la distancia o distribución de las concentraciones de la carga contaminante en la masa de agua superficial.

El **factor de vulnerabilidad de la población (V_P)** está estrechamente vinculado al tipo de aprovechamiento que se realiza del recurso hídrico superficial; asociado al mismo, se encuentra implícito, desde el punto de vista del riesgo para la salud de las personas, un tiempo de exposición y una dosis, que son muy dependientes de las características del uso del agua. Teniendo en cuenta ambas consideraciones (exposición y dosis potencial), y a modo de criterio orientativo, en la **Tabla 11** se recogen las valoraciones de grandes grupos de aprovechamiento, de acuerdo con el Reglamento del DPH. Se trata de una lista abierta que permite la inclusión, por parte del evaluador, de otros usos del agua no considerados en los grupos ya definidos.

Como se comentó, el abastecimiento de agua para consumo humano es el más vulnerable con respecto a los demás usos posibles del agua. Otro uso que puede resultar problemático es el riego de cultivos. La acuicultura también puede considerarse un uso altamente vulnerable, teniendo en cuenta que la producción piscícola se encuentra orientada al consumo humano; la ingesta de pescado es un parámetro considerado en muchos estudios como un indicador de exposición a metales pesados, especialmente a mercurio. Con el mismo criterio, los tramos fluviales declarados Cotos de Pesca podrían considerarse como de alta vulnerabilidad. Se han considerado también como áreas altamente vulnerables las zonas destinadas al baño en ríos y masas de agua superficiales (lagos y embalses), reguladas por la Directiva 2006/7/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de febrero, relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño y que ha sido transpuesta al ordenamiento jurídico español a través del R.D.1341/2007. La localización de las zonas de baño puede realizarse a través del Sistema de Información Nacional de Aguas de Baño “Nayade” vía internet, en el enlace <http://nayade.msc.es/Splayas/home.html>, o bien a través de la consulta en el Registro de Zonas Protegidas, tal y como señala la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), y/o Planes Hidrológicos de los organismos de cuenca. Si el evaluador tiene conocimiento cierto de que comúnmente, es decir, no de forma esporádica o rara vez, tienen lugar por parte de la población local de actividades como el baño o de una pesca de autoconsumo en una masa de agua superficial afectada por efluentes procedentes de depósitos de residuos, se considerará la vulnerabilidad asignada a dichos usos, aunque dichos tramos fluviales o masas de agua no estén incluidas en ningún registro de zonas protegidas o de baño, o no sean declaradas cotos de pesca por parte de la Administración.

En la **Tabla 11** se plantea una valoración, orientativa, del denominado **factor de vulnerabilidad de la población V_P** , en función de los aprovechamientos del agua.

Valoración de la vulnerabilidad de la población ante la ingestión y/o contacto directo con aguas superficiales contaminadas por efluentes procedentes de depósitos de residuos mineros.	
Criterio de valoración	V_P
Aprovechamientos del Agua Muy Altamente Vulnerables: Agua de abastecimiento a la población (pozos de uso privativo y captaciones de agua destinada a consumo humano, que abastezcan a más de 50 personas o a núcleos de población).	5
Aprovechamientos del Agua Altamente Vulnerables: Regadío (huertas, otros cultivos y pastos) y otros usos agroganaderos (abrevaderos). Acuicultura, cotos de pesca y uso recreativo (zonas de baño).	4
Aprovechamientos del Agua Vulnerables: Uso recreativo (pesca deportiva). Agua para irrigación de parques, etc.	3
Aprovechamientos del Agua Poco Vulnerables: Uso industrial generación energía (para refrigeración) y otros usos industriales, agua para riego de campos de golf, navegación y transporte acuático, etc.	2
Aprovechamientos del Agua Muy Poco Vulnerables: Otros usos de baja exposición.	1

Tabla 11. Criterios de valoración y clasificación de la vulnerabilidad de la población expuesta (V_P) en función del aprovechamiento del agua superficial.

Por último, el índice de severidad de los daños sobre las personas y la población que se propone para un escenario de riesgo por contaminación de las aguas superficiales por efluentes procedentes de depósitos de residuos mineros, es dependiente de: la población expuesta y del ratio de exposición, o concentración de contaminante, en función de la distancia a la que se encuentre el punto de captación o extracción de agua con el aprovechamiento más vulnerable, y más próximo al foco emisor (**Figura 24**). Dicho índice, queda expresado por la fórmula:

$$I_S(CIPO) = 0,5 P_{EX} + 0,5 (F_{SUP} \times V_P)$$

Donde:

-I_S(CIPO) es el Índice de Severidad de los efectos sobre las personas o la población derivados de la contaminación de las aguas superficiales por efluentes procedentes de los residuos mineros.

-P_{EX} es el factor de la población expuesta por abastecerse, para su consumo, con agua extraída de masas de agua superficiales.

-F_{SUP} es el factor de exposición de la población expuesta en el punto de

extracción con el uso del agua más vulnerable y más próximo al depósito minero.

- V_p es el factor de vulnerabilidad de la población expuesta en función del tipo de aprovechamiento considerado más vulnerable.

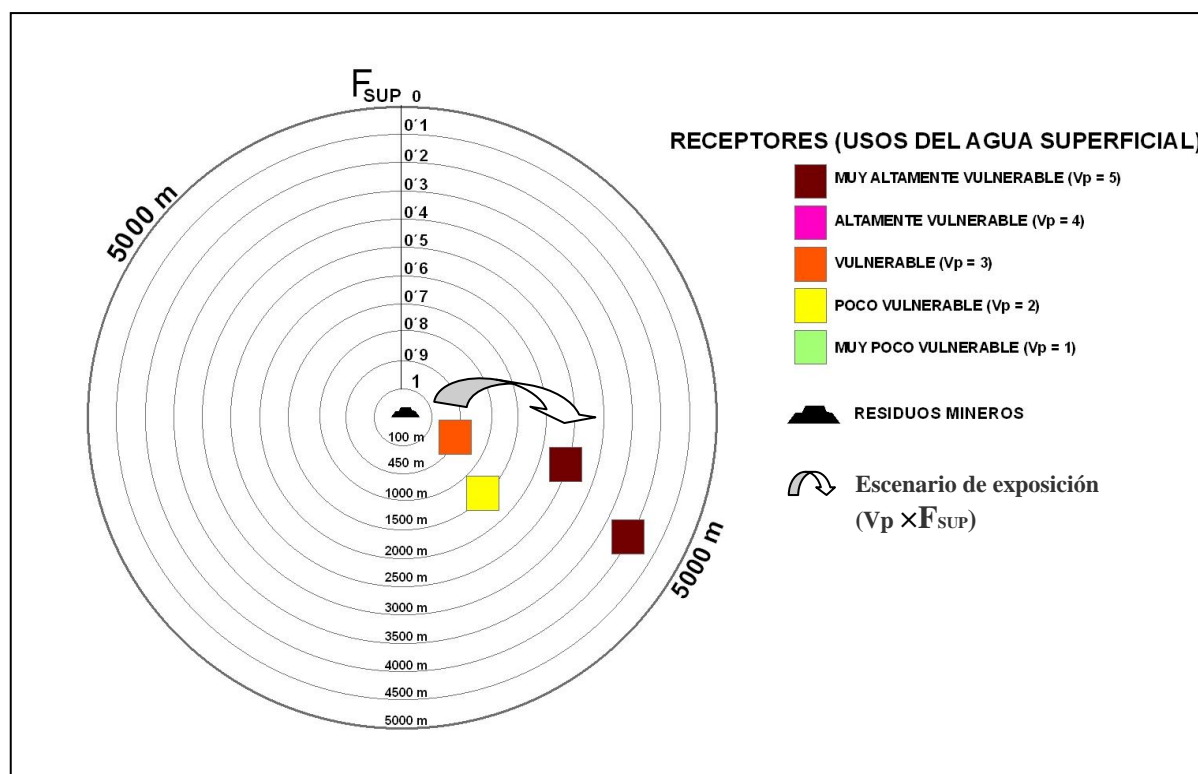


Figura 24. Criterio de selección del escenario de exposición ($V_p \times F_{SUP}$): uso del agua más vulnerable y concentración de contaminante a la que se encuentra expuesto en función de la distancia, aguas abajo y en el sentido del flujo de agua, para el cálculo del índice de severidad de los efectos derivados de la contaminación de las aguas superficiales para las personas y la población ($I_s(CIPO)$).

3.1.3.2. Índice de severidad de los efectos sobre el medio natural derivados de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales $I_s(C1NA)$

La afección de los ecosistemas acuáticos por efluentes de residuos procedentes de la minería, metálica y del carbón principalmente, se caracteriza por un incremento de las concentraciones de metales en el agua (Gray, 1997; Cravotta, 2008) y en los sedimentos (Church *et al.*, 1997, Müller *et al.*, 2000), que puede estar acompañado o no por una acidificación de las aguas. El drenaje ácido de mina (DAM) es, como se mencionó, el tipo de efluente generado por los residuos mineros con mayor potencial de daño sobre

los ecosistemas acuáticos. Se podría calificar a este tipo de drenaje como un contaminante multifactorial, pues su impacto sobre la biocenosis es debida a la acidificación, salinización, toxicidad de los metales, precipitación (coloidal y/o particulada) de los mismos y sedimentación (Gray, 1997). El grado de afección (severidad y extensión del daño) sobre la biota va a depender: de la naturaleza del drenaje ácido: química (pH, acidez total y concentración de metales), frecuencia y volumen de la descarga; del tamaño y características de la corriente receptora, especialmente su capacidad de neutralización (función del pH y la alcalinidad), de dilución (este último factor, dependiente del flujo de la corriente contaminante y del caudal de la masa de agua receptora) y de la dureza del agua del sistema receptor, que influye sobre la ecotoxicidad de la carga metálica. Igualmente, son importantes la tolerancia de las especies afectadas y otros factores ecológicos y medioambientales (Kimmel, 1983; Earle & Callaghan, 1998; Gray & Delaney, 2008; IGME, 2006). En la **Tabla 12** se muestran de una forma sintética los efectos que los drenajes ácidos producen sobre los sistemas lóticos (aguas corrientes), y que pueden agruparse en cambios químicos, modificaciones de algunos de los factores físicos que configuran el sistema fluvial, y alteraciones de tipo biológico y ecológico que actúan de una forma interactiva. La acidificación en los DAM parece ser un factor crítico, pues la mayoría de los organismos tienen definido un rango de pH por debajo del cual se produce la muerte debido a un fallo respiratorio u osmoregulador; es ésta última la principal causa de muerte de los peces en aguas ácidas (Brown & Sadler, 1989). Potts & McWilliams (1989) observaron que, en medios acuáticos con un pH por debajo de 4,2 se produce una anoxia severa para la ictiofauna. Asimismo, un pH bajo pero no directamente letal puede afectar adversamente a los índices de desarrollo y reproducción de los organismos afectados (Kimmel, 1983). Por otra parte, la ecotoxicidad de los metales disueltos tiende también a ser más severa con valores de pH más bajos.

Conviene recordar que la visualización de precipitados ocreos o blanquecinos sobre los lechos de los cauces naturales, como consecuencia de los procesos que suceden a la afluencia de drenajes ácidos u alcalinos sobre dichos cauces, puede ser suficiente para eliminar parcial o totalmente el primer eslabón de la cadena trófica en arroyos y ríos, esto es, las comunidades de macroinvertebrados del bentos, lo que condiciona a su vez la existencia de fauna piscícola. Los precipitados de hidróxidos metálicos sobre el sustrato tienen efectos críticos sobre la fauna bentónica debido a diversos factores tales

como: el enterramiento del sustrato y alteración del hábitat, el recubrimiento de la superficie de las branquias y del cuerpo de los organismos acuáticos, y asfixia de los huevos de los peces, reducción de la visión, perturbación de la alimentación provocando estrés y un menor crecimiento (Carrithers & Bulow, 1973; Hoehn & Sizemore, 1977; Letterman & Mitsch, 1978; Scullion & Edwards, 1980; Gray, 1996; DeNicola & Stapleton, 2002; McKnight & Feder, 1984; Earle & Callaghan, 1998). Son numerosos los estudios que han encontrado que las formas precipitadas de los metales, y muy especialmente las de tipo coloidal (DeNicola & Stapleton, 2002), producen los efectos más adversos sobre la biota (Soucek, 2001; Hoehn & Sizemore, 1977, etc.). Earle & Callaghan (2008) encontraron una menor abundancia y diversidad de invertebrados en los cursos fluviales con precipitados de Al frente a aquellos otros en los que dominaba dicho elemento en disolución.

Efectos Químicos	Efectos Físicos	Efectos Biológicos	Efectos Ecológicos
<ul style="list-style-type: none"> - Incremento de la acidez. - Reducción del pH. - Destrucción del sistema buffering o de neutralización de la masa de agua superficial receptora. - Incremento de las concentraciones de metales (solubles y particulados). 	<ul style="list-style-type: none"> - Modificación del sustrato. - Incremento de la turbidez. - Mayores ratios de sedimentación. - Adsorción de metales en los sedimentos. - Decrecimiento de la penetración de la luz. 	<ul style="list-style-type: none"> - Cambios en el comportamiento de los organismos. - Afección a los procesos respiratorios. - Alteración de la osmorregulación en los organismos acuáticos. - Afección a la reproducción. - Toxicidad crónica y aguda. - Fallo en el balance ácido-base de los organismos. - Migración o evitación. 	<ul style="list-style-type: none"> - Modificación del hábitat y pérdida de refugios. - Pérdida de nichos ecológicos. - Bioacumulación de metales en la cadena trófica. - Pérdida de fuentes de alimentación y/o presas. - Eliminación de especies sensibles y sustitución por especies tolerantes. - Reducción de la producción primaria - Modificación de la cadena alimenticia (cambios en la composición y estructura de las comunidades del bentos)

Tabla 12. Efectos de los drenajes ácidos de mina sobre la biocenosis de los sistemas lóticos (Last, 2001, modificado de Gray, 1997)

Iwasaki *et al.* (2009) sostienen que la afección de la contaminación por metales a la comunidad de macroinvertebrados tiene un efecto indirecto sobre las poblaciones de

peces al reducir la disponibilidad potencial de alimentos. Una gran parte de los metales que son bioacumulados por los peces llegan a través de la ingesta de invertebrados procedentes de tramos contaminados, para algunos autores ésta podría ser la principal vía de exposición a los metales para la ictiofauna (Farag *et al.*, 1999). Esta ingesta podría afectar a la tasa de supervivencia y desarrollo de los peces (Woodward *et al.*, 1994), especialmente en las edades más tempranas en las que se alimentan exclusivamente de invertebrados pequeños (Maret *et al.*, 2003). Algunos autores consideran que los efectos de los metales vía dieta son más severos que los efectos de exposiciones crónicas en la columna de agua (Luoma *et al.* 2008). Además de los procesos de bioacumulación a través de la cadena trófica, se han observado también en diversos estudios procesos de biomagnificación con respecto a algunos metales tales como: el mercurio, el plomo, el cobre y, en algunos casos, el cadmio (Bowles *et al.*, 2001; Grant, 2008; Besser *et al.*, 1997; Barwick & Maher, 2003; Croteau *et al.*, 2005, etc.).

Por otro lado, como criterio general a la hora de asignar los distintos grados de vulnerabilidad, se considerará que la susceptibilidad será inversamente proporcional al grado de deterioro de los ecosistemas afectados. El grado de daño medioambiental por pérdida de los estándares de calidad de las masas de agua superficiales va a depender en gran medida de las concentraciones de solutos tóxicos a las que los recursos naturales y ecosistemas se ven expuestos, y de su susceptibilidad ante estos contaminantes. Con vistas a la definición del **factor vulnerabilidad ecológica o de los ecosistemas (V_E)** se consideran áreas sensibles objeto de protección ambiental, en lo referente a las masas de agua superficiales, y en función de criterios de preservación de un recurso natural o de conservación puramente ecológica, las siguientes: humedales de importancia internacional (Convenio Ramsar) o catalogados en el Inventario Nacional de Zonas Húmedas (INZH), y zonas de protección de la Red Natura 2000, cuya conservación esté estrechamente vinculada a las masas de aguas superficiales. Todas estas áreas consideradas sensibles se encuentran inscritas en el Registro de Zonas Protegidas (RZP), tal y como se recoge en el Art. 6 de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), cuya gestión corresponde también a los organismos de cuenca ya mencionados, y son contempladas en los correspondientes planes hidrológicos. Se podrá incluir, además, en la máxima categoría de valoración cualquier otra figura de protección cuya

conservación pudiera depender, en gran medida, de los recursos hídricos superficiales, y no se hayan considerado en el anterior registro. Es evidente, que en virtud del valor del recurso y del mérito de conservación, dichas áreas presentan la más alta vulnerabilidad y un impacto previsible mayor en caso de afección.

La Directiva Marco del Agua, respecto a la protección de las masas de agua superficiales, contempla la evaluación y clasificación del estado ecológico de las mismas. Este concepto difiere sensiblemente del de calidad del agua que se ha venido utilizando tradicionalmente, y que expresa la mayor o menor potencialidad o aptitud del agua para dedicarla a un uso determinado (bebida, baño, riego, etc.), mientras que el estado ecológico es una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a dichas masas de agua. Basándose en indicadores biológicos (flora acuática, fauna bentónica de invertebrados e ictiofauna), hidromorfológicos (régimen hidrológico y conexión con masas de agua subterránea; continuidad del río, y condiciones morfológicas) y físico-químicos (Directiva 2000/60/CE, Anexo V de la Directiva), y la aplicación de métricas e índices biológicos y de otro tipo, propone una evaluación y clasificación de las masas de agua superficiales en cinco clases, en función del grado de alteración con respecto a condiciones naturales inalteradas por la actividad antrópica: muy buen estado (zonas inalteradas o con escasa alteración), buen estado, aceptable, deficiente y malo (presenta alteraciones graves de los indicadores biológicos). Las Confederaciones Hidrográficas y Agencias del Agua de las CCAA, de acuerdo con la citada normativa, han incorporado Redes de Control Biológico que proporcionan información acerca del estado ecológico de las aguas superficiales. En caso de que no existiera en la masa de agua afectada ninguna estación próxima perteneciente a este tipo de redes, es factible recabar información a través de publicaciones o estudios realizados por universidades y organismos de investigación que permitiera poder evaluar dicho estado ecológico, siempre que se considere necesario.

En la **Tabla 13** se indican los criterios que se proponen como guía para la evaluación del **factor de vulnerabilidad de los ecosistemas (V_E)**.

Valoración de la vulnerabilidad de los ecosistemas ante la contaminación de las aguas superficiales por efluentes procedentes de depósitos de residuos mineros.	
Criterio de valoración	V_E
Recursos y Ecosistemas Muy Altamente Vulnerables Áreas sensibles (protección ambiental de recursos y ecosistemas). Masas de agua superficiales con muy buen estado ecológico.	5
Recursos y Ecosistemas Altamente Vulnerables Humedales bien conservados no incluidos en el Convenio Ramsar o en el INZH. Masas de agua superficiales con un buen estado ecológico.	4
Recursos y Ecosistemas Vulnerables Masas de agua superficiales con un estado ecológico moderado.	3
Recursos y Ecosistemas Poco Vulnerables Masas de agua superficiales con un estado ecológico deficiente.	2
Recursos y Ecosistemas Muy Poco Vulnerables Masas de agua superficiales con un estado ecológico malo.	1

Tabla 13. Criterios de valoración y clasificación de la vulnerabilidad ecológica (V_E) en función del valor del recurso y del mérito de conservación de los ecosistemas.

El **factor de exposición (F_{SUP})** o concentración de la carga contaminante a la que los distintos ecosistemas o elementos del medio se ven expuestos, se valora como función de la distancia al depósito de residuos mineros, de modo semejante a como se valoraba en relación a la población. La valoración de dicho factor se realiza seleccionando, en la **Figura 24**, el correspondiente valor F_{SUP} para una distancia dada.

El índice de severidad de los daños sobre el medio natural I_S(C1NA), en este escenario de riesgo, va a depender de la concentración de los contaminantes que será función de la distancia a la que se encuentre el ecosistema acuático y/o recurso natural más vulnerable hasta una distancia máxima de 5 km aguas abajo, y más próximo al foco emisor, y su grado de sensibilidad (**Figura 25**). Dicho índice, queda expresado por la siguiente ecuación:

$$I_S(C1NA) = F_{SUP} \times V_E$$

Dónde:

-I_S(C1NA) es el Índice de Severidad de los efectos sobre el medio natural derivados de la contaminación de las aguas superficiales, por efluentes

procedentes de los residuos mineros.

- F_{SUP} es el factor de exposición a que se encuentran expuestos los distintos recursos naturales y ecosistemas más vulnerables, y más próximos al depósito minero.

- V_E es el factor de vulnerabilidad ecológica en función del recurso o ecosistema expuesto más vulnerable, situado a una distancia máxima de 5 km en la dirección de flujo del agua.

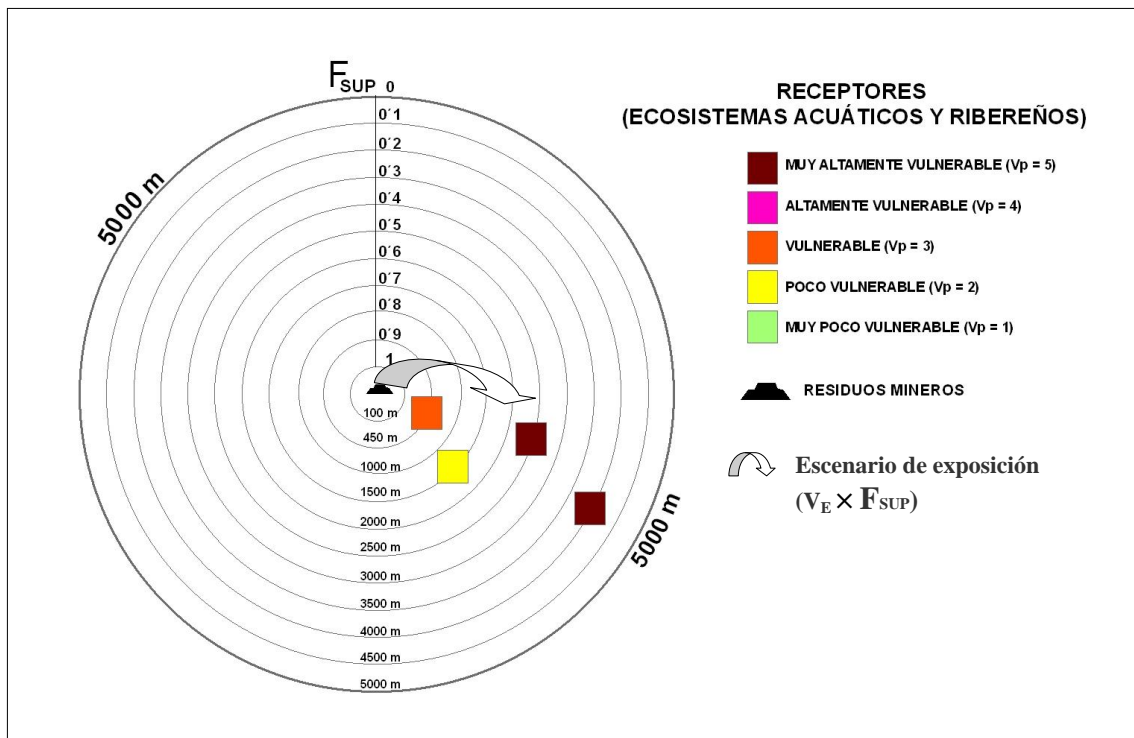


Figura 25. Criterio de selección del escenario de exposición ($V_p \times F_{SUB}$): recurso y ecosistema más vulnerable y concentración de contaminante a la que se encuentra expuesto en función de la distancia, para el cálculo del índice de severidad de los efectos derivados de la contaminación de las aguas superficiales para el medio natural ($I_s(C1NA)$).

3.2.3.3. Índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados de la contaminación de los recursos hídricos superficiales debido a efluentes contaminantes $I_s(C1SE)$

El grado de impacto sobre los elementos del medio socioeconómico va a depender de la estructura socioeconómica local y el grado de vulnerabilidad de los distintos sectores de actividad y elementos patrimoniales que pudieran verse afectados. La gravedad de los daños se incrementará en función del peso económico del sector implicado o del valor social de los elementos potencialmente dañados. La severidad de las consecuencias de

la contaminación de los recursos hídricos superficiales puede también evaluarse en términos de pérdida de oportunidad, en el caso de que ésta represente una limitación para el desarrollo de aquellas actividades económicas con mayor potencial de desarrollo o que se quiera promover. Sirva como ejemplo, el deterioro de la calidad de las aguas respecto a los estándares exigidos para ciertos usos, como por ejemplo el impacto económico que supondría en áreas agrarias especializadas en una agricultura intensiva de regadío, o en zonas de desarrollo urbano y/o servicios en torno a actividades recreativas asociadas a masas de agua superficiales naturales o artificiales,

Dada la naturaleza preliminar de la metodología de análisis de riesgo que se propone, y el nivel de conocimiento necesario para llegar a evaluar la estructura económica, sus potencialidades y prioridades de uso, hace aconsejable que la determinación del índice de severidad de los efectos sobre las actividades económicas para este escenario **Is(C1SE)**, sólo se realice cuando el daño socioeconómico sea elevado y fácilmente constatable. En la generalidad de los casos se considerará que la valoración la severidad asociada a este escenario **no procede** ser valorada.

3.2. GENERACIÓN DE EFLUENTES CONTAMINANTES CON AFECCIÓN SOBRE LOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÁNEOS (C2)

3.2.1. Procesos de contaminación de las aguas subterráneas asociados a residuos mineros

Los impactos de la minería sobre las aguas subterráneas no son tan comunes como los que se producen sobre las aguas superficiales, debido a la velocidad mucho más lenta del movimiento de las aguas y del comportamiento de la carga contaminante en el subsuelo. La forma más evidente y rápida de que la minería afecte a las aguas subterráneas se produce en la extracción de minerales por debajo del nivel freático, ya sea en trabajos subterráneos o minas a cielo abierto. La calidad del agua subterránea también puede verse afectada cuando las aguas que escurren o lixivian residuos mineros (de minería metálica, de sales, de carbón, de fosfatos, etc.) terminan infiltrándose en el terreno. Cuando se trata de depósitos de residuos mineros, las aguas potencialmente contaminadas o bien han atravesado la masa de residuos o han lavado las superficies de los mismos, y en determinado momento alcanzan la superficie del terreno. A partir de aquí, los posibles efectos sobre las aguas subterráneas dependen de los procesos de percolación a través de la zona no saturada. De este modo, es muy difícil que estos procesos lleguen a afectar a los acuíferos denominados confinados, por lo que sólo se tendrán en consideración los acuíferos o masas de agua a los que se les puede atribuir un régimen hidráulico libre. En el caso de la existencia de acuíferos libres conectados con la superficie del terreno, hay que tener en cuenta que el agua que se infiltra interactúa primero con el suelo, en el que existe una significativa actividad biológica y la posibilidad de intercambio catiónico con las arcillas y la materia orgánica. Determinados horizontes del suelo pueden modificar la velocidad de flujo o neutralizar sustancialmente la acidez de algunas aguas de infiltración. Además, el espesor de terreno que tendrá que atravesar el contaminante antes de alcanzar la superficie piezométrica en los acuíferos no confinados puede ser suficiente por sí sólo para depurar el lixiviado, dependiendo de la carga contaminante que transporte. Por ejemplo, la retención de metales en la zona no saturada ha sido constatada en los acuíferos aluviales y deltáicos del río Almanzora (Almería) (Collado Fernández *et al.*, 1999).

Por todo lo anterior, puede afirmarse que la vulnerabilidad de las aguas subterráneas es inferior a las de las superficiales. Más adelante se verá que el concepto de vulnerabilidad va a jugar un papel clave en la valoración del riesgo. Sin embargo, por el hecho de que la contaminación del agua subterránea es extremadamente difícil de remediar una vez que se produce, puede resultar un problema grave, por lo que convendrá, en primer lugar, analizar la probabilidad de que exista un acuífero o masa de agua subterránea que pudiera verse afectado.

El movimiento del agua en el interior de escombreras mineras es un tema sobre el que todavía es necesaria mucha investigación. No obstante, parece demostrado que en una escombrera se combinan más de un tipo distinto de modos de flujo interno. Por un lado, parece que ese flujo puede describirse como el que ocurre en los suelos no saturados (Ritchie, 1994). Por otro lado, Nichol *et al.* (2002) sugieren que parte del flujo interno se produce a través de vías de flujo rápido. En muchos lugares, las escombreras se apoyan en suelos delgados sobre rocas impermeables. En estos casos suelen existir drenajes a pie de talud, en el contacto con el suelo sepultado, siempre y cuando el régimen hídrico lo permita. Sin embargo, en aquellos casos en los que una escombrera se apoya sobre un suelo desarrollado en un material geológico permeable o un acuífero no confinado, es muy posible que el agua que percola, especialmente a través de esas vías rápidas de flujo, alcance a las aguas subterráneas, si bien esto puede tardar años en suceder desde el abandono. La calidad de ese lixiviado depende de la mineralogía de los residuos. Cuando los minerales presentes sean muy poco solubles, el lixiviado no podrá extraer demasiados solutos al material. Lo contrario ocurrirá cuando existan minerales solubles. En aquellos residuos que contienen pirita los procesos de oxidación marcarán la geoquímica del agua de infiltración, y tales procesos son muy dependientes de la difusión de aire dentro de la escombrera. La oxidación de la pirita, como ya se explicó, genera la acumulación de sulfatos solubles que se disuelven en épocas favorables a la lixiviación, y el agua de drenaje podría alcanzar el acuífero infrayacente cargada de sulfatos, hierro, manganeso y otros elementos metálicos y/o contaminantes.

En presas de residuos finos, al contrario de lo que ocurre en escombreras, el abandono supone el progresivo secado, sólo interrumpido por las precipitaciones. Parece ser que, en determinado momento, se alcanza un equilibrio entre el balance hídrico, las propiedades hidráulicas de los lodos y de los materiales infrayacentes (Dubrowsky *et*

al., 1984; Blowes & Jambor, 1990). Se ha constatado que el drenaje interno en presas de residuos es muy lento, pudiendo ser mucho más rápido el flujo horizontal que el vertical, marcado por la deposición en capas, llegando a ser hasta diez veces superior (Dennis *et al.*, 2008). Todo ello supone que el paso desde el fondo de la presa hacia el acuífero infrayacente (si existe alguno) puede retrasarse mucho en el tiempo y no hacerse evidente hasta entonces, aunque el peligro existe y las posibilidades de remediación, como ya se dijo anteriormente, son escasas. Además, el agua que escurre por los taludes de las presas puede difundirse superficialmente, o quedar retenida en el terreno situado al pie de los mismos, coincidiendo generalmente, con un cambio brusco de pendiente, dando lugar a la posibilidad de infiltración sobre el terreno.

Por otro lado, se ha podido comprobar que, en depósitos de lodos piríticos, las capas profundas normalmente no están oxidadas. Parece ser que los residuos siempre están saturados a partir de cierta profundidad (por ejemplo: Al *et al.*, 2000; Bain *et al.*, 2000; Lin, 1997; Moncur *et al.*, 2005, Romano *et al.*, 2003). Estas condiciones pueden favorecer la precipitación de muchos elementos que se solubilizaron por los procesos de intemperización en la superficie. Sin embargo, altas concentraciones de Fe(II) y sulfatos pueden alcanzar más fácilmente las aguas subterráneas, donde el Fe(II) puede precipitar como oxihidróxidos o hidroxisulfatos generando condiciones ácidas, por lo que puede convertirse en un vehículo de transporte de la acidez dentro de la masa de agua subterránea.

3.2.2. Índice de probabilidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos: $I_p(C2)$

3.2.2.1. Existencia de acuíferos y susceptibilidad a la contaminación: factor de vulnerabilidad (F_V)

Como antes se ha mencionado, una de las primeras cuestiones a dirimir en relación con la probabilidad de contaminar los recursos hídricos subterráneos, es la existencia de alguna masa de agua subterránea que pudiera verse afectada. Para ello, se hace necesario consultar documentación existente que permita, de algún modo, su reconocimiento: mediante su inclusión en cartografías geológicas o hidrogeológicas, la ubicación conocida de pozos y manantiales, la cita en artículos científicos o la

identificación en estudios de carácter más local. Si después de esta indagación, se llega a la conclusión de que no existen acuíferos que pudieran verse impactados por los residuos mineros y que, por lo tanto, no cabe la posibilidad de que se origine un proceso de contaminación de dichos recursos, directamente se puede ignorar este escenario de riesgo dejando constancia de esta decisión, o lo que es lo mismo asignar un valor nulo al índice $I_p(C2)$. Por el contrario, en caso de existir un acuífero o una masa de aguas subterráneas situada bajo el depósito de residuos o en las inmediaciones de sus taludes en posición de aguas abajo (hasta 50 m), deberá evaluarse la probabilidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos $I_p(C2)$.

Muchos de los métodos clásicos empleados para evaluar la contaminación de aguas subterráneas también incluyen una evaluación de las posibilidades de que se produzca la difusión o infiltración en el subsuelo (evaluando lo que se conoce como vulnerabilidad), ya sea como parte integrante del método (por ejemplo, el método de Le Grand, 1964) o en una etapa distinta (Foster & Hirata, 1988). En una evaluación de riesgos, donde el riesgo se define como el producto de la probabilidad de ocurrencia por la gravedad de las consecuencias, la consideración conjunta de la posibilidad de la difusión hacia y en las aguas subterráneas, por un lado, y la capacidad contaminante de la fuente de contaminación, por otro, permitiría interpretar el riesgo, ya sea en términos cuantitativos o cualitativos.

La evaluación de la vulnerabilidad de los recursos hídricos subterráneos a la polución, derivada de la presencia en superficie de depósitos de residuos mineros, parte de la premisa de que el medio físico ofrece un cierto grado de protección natural (Zaporozec, 1994). El término vulnerabilidad se opone conceptualmente al de protección natural (Zwahlen, 2004), por lo que a mayor vulnerabilidad menor es la protección natural de dichos recursos. En cualquier caso, todo acuífero expuesto es vulnerable en mayor o menor grado (NCR, 1993).

La vulnerabilidad a la contaminación puede definirse como la susceptibilidad de un acuífero a la contaminación del agua subterránea que alberga, debido al impacto de las actividades humanas (Foster, 1987). Existe una clara distinción entre lo que ha venido a

denominarse vulnerabilidad intrínseca y vulnerabilidad específica (Daly *et al.*, 2002; Zwahlen; 2004):

- Vulnerabilidad intrínseca es la susceptibilidad de las aguas subterráneas a la contaminación generada por las actividades antrópicas, en función de las características geológicas e hidrogeológicas de un área, independientemente de la naturaleza del contaminante y del escenario de contaminación.
- Vulnerabilidad específica es la susceptibilidad de los recursos hídricos subterráneos a un contaminante o grupo de contaminantes, en función de sus propiedades físico-químicas y sus relaciones con los factores determinantes de la vulnerabilidad intrínseca del sistema.

Es evidente, que desde el punto de vista de la evaluación del riesgo, la probabilidad de una afección adversa a las masas de agua subterráneas por efluentes y lixiviados contaminantes procedentes de los residuos mineros va a ser función de: la capacidad de atenuación de los estratos suprayacentes o zona no saturada por procesos de retención física y reacciones químicas; de la inaccesibilidad de la zona saturada, desde el punto de vista hidráulico, a la penetración de los mismos; y de la naturaleza, toxicidad, concentración, movilidad y persistencia de la carga contaminante y su interacción con el medio.

En la actualidad, hay una gran variedad de métodos para evaluar la vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación que pueden ser agrupados en tres grandes grupos: modelos de simulación, métodos estadísticos y métodos de índices y superposición (Jiménez, 2009). Los métodos de indexación son los que han tenido un mayor desarrollo y aplicación. Consisten en modelos de superposición cartográfica de mapas que representan atributos de un área concreta. Estos métodos emplean variables o parámetros con un rango definido y dividido en intervalos jerárquicos, a los que se le asigna un valor o puntuación, que refleja un grado relativo de susceptibilidad a la contaminación. En algunas metodologías paramétricas se asigna, además, distinto valor de ponderación a cada parámetro o variable considerada en función de su importancia relativa. El resultado final en todos los casos es un índice numérico de vulnerabilidad. Este tipo de métodos tienen como ventaja una menor exigencia en el nivel de conocimiento de los parámetros y procesos que intervienen, permitiendo una evaluación

rápida con un bajo coste en tiempo y recursos económicos, lo que les hace especialmente útiles para su aplicación en una evaluación preliminar o de cribado (*screening*) del riesgo. En contrapartida, el grado de incertidumbre es también mayor si lo comparamos con la aplicación de otros modelos analíticos o de simulación. Entre todos ellos, podemos destacar los siguientes: DRASTIC (Aller *et al.*, 1987), GOD (Foster, 1987), SINTACS (Civita *et al.*, 1990), AVI (Van Stempvoort *et al.*, 1992), EKV (Auge, 1995), BGR (BGR, 1993), DRASTIC Reducido (DGOHCA-IGME, 2002; DGOHCA-CEDEX, 2002), o en el caso específico de acuíferos cársticos los métodos EPIK (Doerfliger & Zwahlen, 1997) y COP (Vías *et al.*, 2006).

La diversa naturaleza de los residuos mineros y, por lo tanto, de sus efluentes, dificulta el desarrollo de un método indexado de vulnerabilidad específica de carácter universal para los tipos de contaminantes que se producen como consecuencia del lavado o lixiviación de dichos residuos. Por ello, puede ser aceptable y suficiente para el nivel de análisis de riesgo que se persigue, considerar únicamente los parámetros intrínsecos del medio. Cualquiera de las metodologías antes enunciadas, todas ellas orientadas a la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca, podrían servir para la evaluación de la probabilidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos. Como casi siempre, la elección del método va a depender en gran medida de la disponibilidad de información.

El método DRASTIC (Aller *et al.*, 1987), ha sido ampliamente utilizado para la confección de mapas de vulnerabilidad como ayuda para el establecimiento de medidas de protección de la calidad de las aguas subterráneas, aunque su aplicación presenta la dificultad derivada de la frecuentemente escasa información disponible de la zona no saturada. El método DRASTIC reducido (DGOHCA-IGME, 2002; DGOHCA-CEDEX, 2002) ha sido aplicado para la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca de las masas de agua subterráneas intercomunitarias detríticas y mixtas españolas, por la Dirección General del Agua (DGA) del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino y el IGME, en el marco de la Encomienda de Gestión para la Realización de Trabajos Científico-Técnicos de Apoyo a la Sostenibilidad y Protección de las Aguas Subterráneas. Actividad 9 (Resolución de 30 de Octubre de 2007, BOE nº 267), de acuerdo con los requerimientos de la Directiva Marco del Agua. Esta metodología propone una reducción del número de parámetros del método original DRASTIC,

desarrollado por Aller *et al.*, 1987, para la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. Al igual que el método DRASTIC, se parte de la premisa de que el contaminante se introduce desde la superficie arrastrado por infiltración del agua de lluvia, diluyéndose en el agua y adquiriendo su misma movilidad, viscosidad y densidad. Una simplificación adoptada por el método reducido es la consideración, únicamente, de los acuíferos superiores a los que se les puede atribuir un régimen hidráulico libre, asumiendo que los acuíferos confinados son mucho menos vulnerables. De los siete parámetros originales, en el método DRASTIC Reducido sólo se han considerado cuatro variables: factor suelo vegetal (S), factor litología de la zona no saturada (L), factor espesor de la zona no saturada (E), y factor recarga neta (R). Cada factor es evaluado en términos de menor a mayor vulnerabilidad, de 1 a 10, excepto la recarga que se valora entre 1 y 9. El método propone un índice de vulnerabilidad ponderado en función de la importancia relativa de cada factor, obteniéndose finalmente un valor agregado de vulnerabilidad intrínseca, aplicando la siguiente fórmula:

$$V = 3S + 4L + 5E + 4R.$$

Los valores del índice están comprendidos entre 16 y 156, que son agrupados en 10 clases de vulnerabilidad numeradas de 1 a 10 (**Tabla 11**). Toda la metodología es soportada en un Sistema de Información Geográfica. El resultado final han sido los denominados “Mapas de Vulnerabilidad Intrínseca de las Masas de Agua Subterránea Intercomunitarias Detríticas y Mixtas”, presentes en cada Demarcación Hidrográfica.

El método COP (Vías *et al.*, 2006) ha sido aplicado también por la DGA y el IGME para la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca de las masas de agua subterránea carbonatadas de España, siendo específico para acuíferos carbonatados. En el mismo, se contemplan tres variables: factor de concentración de flujo (C), factor de protección de las aguas subterráneas (O), y factor de precipitación (P).

El índice de vulnerabilidad intrínseca del método COP es el producto de los factores antes descritos (C, O, P), de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$V = C \times O \times P$$

Dicho índice varía entre 0 y 15, valores próximos a 0 indican vulnerabilidad máxima (mínima protección), mientras que los valores cercanos a 15 corresponden a la mínima

vulnerabilidad (máxima protección). El índice final de COP se agrupa en 5 clases que representan distintos grados de vulnerabilidad (**Tabla 14**). Al igual que el anterior método, todo el proceso de evaluación se desarrolló en un entorno SIG, lo que permitió la generación automática y en formato digital de los llamados “Mapas de Vulnerabilidad Intrínseca de las Masas de Agua Subterránea Intercomunitarias Carbonatadas”, en cada Demarcación Hidrográfica del país en las que están presentes.

CLASE DE VULNERABILIDAD \ MÉTODO	DRASTIC REDUCIDO		COP
	Rango Índice	Valor Índice	
Vulnerabilidad muy baja	16-30	1	4 - 15
	30-44	2	
Vulnerabilidad baja	44-58	3	2 - 4
	58-72	4	
Vulnerabilidad moderada	72-86	5	1 - 2
	86-100	6	
Vulnerabilidad alta	100-114	7	0,5 - 1
	114-128	8	
Vulnerabilidad muy alta	128-142	9	0 – 0,5
	142-156	10	

Tabla 14. Valor de vulnerabilidad intrínseca a la contaminación de las masas de agua subterráneas.

Los mapas de vulnerabilidad intrínseca de las masas de agua subterránea intercomunitarias detríticas, mixtas y carbonatadas realizadas por la DGA y el IGME, pueden constituir la base para la valoración relativa a la vulnerabilidad en el índice de probabilidad de ocurrencia que analiza la afección a recursos hídricos subterráneos, especialmente cuando se carezca de una información o estudio de mayor detalle. En el caso de que se opte por el uso de dicha cartografía, hay que tener en consideración que la implementación del procedimiento de evaluación se realizó en el sistema de información geográfica ArcGIS 9.2, y que la aplicación del álgebra de mapas se llevó a cabo en un modelo ráster por su mayor potencial de análisis, siendo la resolución de píxel de 25 m x 25 m. Además, las capas temáticas fueron posteriormente transformadas a formato *shape*, de carácter vectorial. Las valoraciones y descripción del procedimiento se encuentran recogidos, de forma detallada, en los correspondientes informes técnicos

que acompañan como memoria a dichos mapas (DGA-IGME, 2009), para cada una de las Demarcaciones Hidrográficas intercomunitarias. La consulta de la cartografía y/o la obtención de la información temática en formato digital pueden realizarse a través del Centro de Documentación del IGME. Además de lo reseñado, para su propuesta de uso en el análisis del riesgo, se deben tener en cuenta otros aspectos:

- En dichas cartografías se representa la vulnerabilidad intrínseca de la masa de agua subterránea, definida por la Directiva Marco del Agua como un volumen claramente diferenciado de aguas subterráneas en un acuífero o acuíferos.
- La aplicación de dos métodos distintos, DRASTIC Reducido y COP, obliga a una integración de los índices resultantes, cuyos valores, deberán ser agrupados en cinco clases de vulnerabilidad unificadas en el denominado **factor de vulnerabilidad (F_v)**, valorado de 0 a 1). Dicho cambio de escala se establece de forma gráfica en las **Figuras 26 y 27**.
- Para la determinación del valor del factor vulnerabilidad en cada depósito minero que afecte a una masa de agua subterránea intercomunitaria, se procederá a la superposición de éste sobre el mapa de vulnerabilidad intrínseca, de tal forma que el valor final será la media de los valores de vulnerabilidad, resultado de la integración anteriormente descrita, ponderados por la superficie ocupada en el área en el que se produce la intersección de la instalación y la masa de agua afectada.

Por otra parte, respecto a las masas de agua subterránea intracomunitarias cuya gestión depende directamente de las respectivas CCAA, es posible que éstas hayan elaborado cartografías de vulnerabilidad u otra información temática que ayude a su evaluación. Conviene insistir en que una de las limitaciones del uso de las cartografías existentes para la valoración de la vulnerabilidad intrínseca, es la posibilidad de que existan acuíferos de escasa entidad no incluidos ni valorados, pudiendo abastecer a algunas poblaciones próximas. Por ello, es importante investigar previamente dicha posibilidad y, en caso afirmativo, analizar la posibilidad de aplicar algunos de los métodos genéricos descritos, sin perder de vista que la importancia normalmente será local.

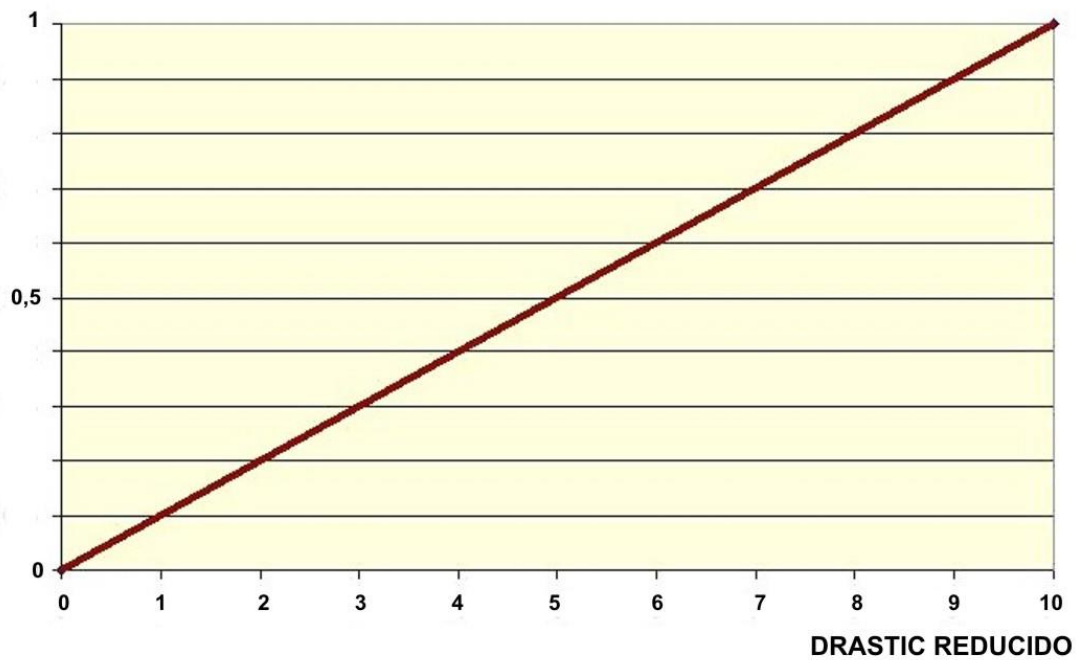


Figura 26. Gráfica que permite la asignación de valores del factor de vulnerabilidad (Fv) en función de los valores del índice DRASTIC Reducido de vulnerabilidad intrínseca de las masas de agua subterráneas detríticas y mixtas.

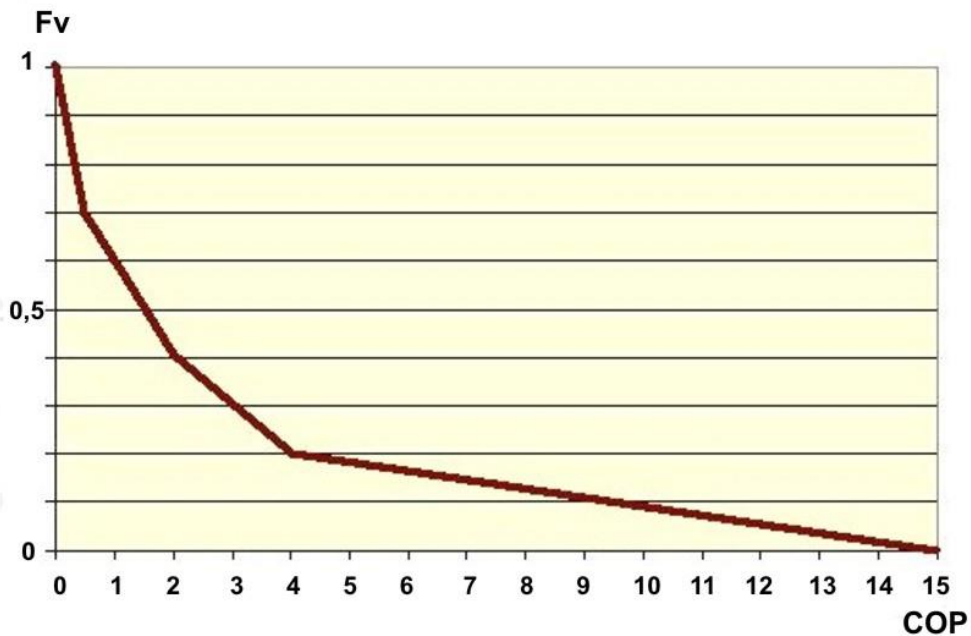


Figura 27. Gráfica que permite la asignación de valores del factor de vulnerabilidad (Fv) en función de los valores del índice COP de vulnerabilidad intrínseca de las masas de agua subterráneas carbonatadas.

3.2.2.2. Caracterización de los residuos por su toxicidad: factor de toxicidad F_{TOX}

Exactamente igual que ocurre con las aguas superficiales, los procesos de contaminación de aguas subterráneas se producen si existen materiales contaminantes o tóxicos, a lo que ha de sumarse una vía de exposición y un receptor, que en este caso es una masa de agua subterránea o un acuífero.

Para la valoración de la toxicidad es perfectamente válido todo lo dicho sobre drenajes y toxicidad de los residuos como elementos de juicio de la probabilidad de generación de efluentes contaminantes con efectos sobre las aguas superficiales (apartado 3.1.2.2 y 3.1.2.3). El proceso de valoración, como ya se explicó, pasa en primer lugar por comprobar si el tipo de residuos mineros que se quiere evaluar está incluido entre los considerados inertes (Anexo I del real Decreto 777/2012). En caso de no estar incluido en dichas tablas el residuo ha de valorarse siguiendo la metodología expuesta en el apartado 3.1.2.3, hasta obtener el valor de lo que se ha denominado F_{TOX} , ya sea a partir de datos analíticos de aguas o de residuos.

3.2.2.3. Influencia de la superficie ocupada y sin protección de los depósitos de residuos mineros en la probabilidad de generación de efluentes contaminantes: factor de superficie desprotegida (F_{SD})

Foster e Hirata (1991) señalan cómo, desde el punto de vista de una posible afección a los recursos hídricos del subsuelo, los factores más influyentes sobre la probabilidad de generación de carga contaminante (lixiviados) de depósitos de residuos sólidos son: la extensión ocupada, los factores climáticos como precipitación y evaporación, y algunas características constructivas relacionadas con la impermeabilización del depósito. Además de éstas, tienen cierto grado de influencia, aunque en menor medida: la cantidad de residuos, algunos aspectos operacionales como el grado de compactación, cubierta del depósito, etc., y las características topográficas y escorrentía superficial. Otros factores que los autores contemplan, aunque otorgándoles un escaso peso, son la antigüedad del depósito y el contenido de humedad de los residuos. De los aspectos que los mencionados autores consideran de mayor importancia, aquellos asociados al clima ya han sido incluidos en las valoraciones de la vulnerabilidad. El otro factor más importante a considerar, respecto a la generación de efluentes contaminantes de las

aguas subterráneas, es la superficie ocupada por el depósito sin ningún tipo de protección o impermeabilización, y que ha venido a denominarse en el método de evaluación propuesto **factor de superficie desprotegida (F_{SD})**.

Como ya se comentó en el apartado correspondiente a procesos de contaminación de aguas superficiales, la superficie que los depósitos ofrecen a los procesos de intemperización y a la infiltración en épocas de lluvia condiciona la generación de aguas de escorrentía y/o percolación, así como las características de las mismas. El área ocupada total medida en planta S_{PL} puede ser un buen indicador de la probabilidad de generación de efluentes contaminantes. A partir de la medida de la superficie ocupada por el depósito de residuos que se esté evaluando es posible asignar un **factor superficial (F_S)** valorado entre 0 y 1 mediante la gráfica de la **Figura 28**. Se ha considerado que debe ser asignado el máximo valor (1) cuando se alcance una superficie total ocupada por el depósito de residuos superior a 10 ha. Es decir, $F_S = S_{PL} \times 0,1$, para $S_{PL} \leq 10$ ha y $F_S = 1$, para $S_{PL} > 10$ ha.

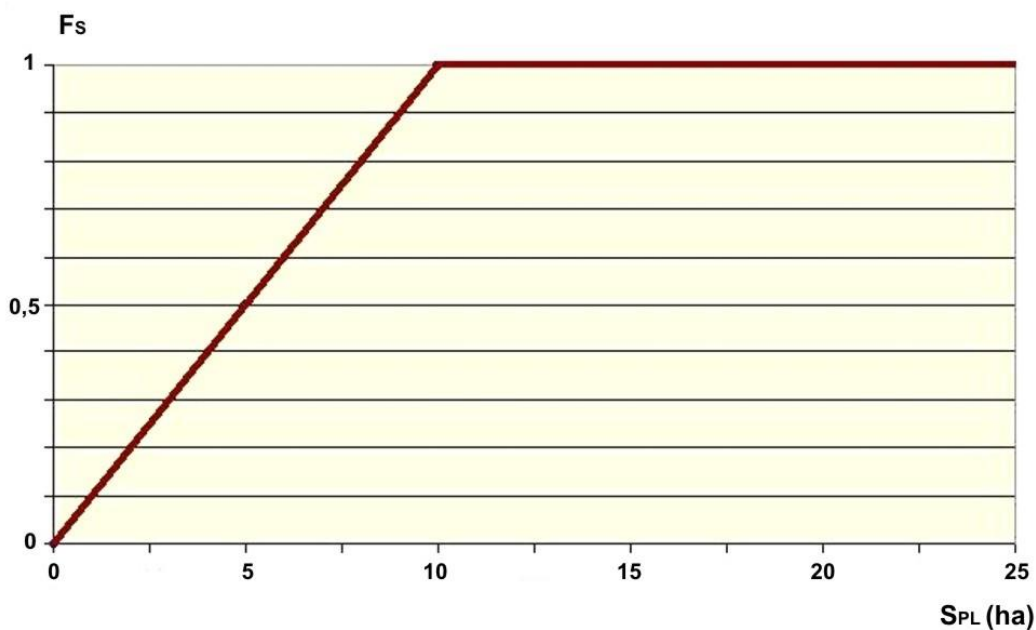


Figura 28. Gráfica que permite la asignación de valores del factor superficial (F_S) en función de los valores obtenidos (en ha) de la superficie del depósito minero medida en planta (S_{PL}).

Ya se comentó que algunos depósitos mineros abandonados pueden encontrarse recubiertos con otros materiales y, en ocasiones, revegetados. La variedad de materiales con los que se trabaja actualmente para el diseño de coberturas es muy amplia (SENES,

1994): suelos naturales, productos de cantera, residuos industriales, cenizas volantes, residuos de construcción y demolición, residuos mineros, etc. Además, existen coberturas multicapas, las cuales combinan diversos materiales. Sin embargo, los materiales más empleados para recubrir los residuos mineros almacenados en depósitos abandonados son normalmente: suelos naturales del entorno, suelos naturales cuyas propiedades han sido enmendadas, materiales sintéticos, residuos de construcción y demolición, productos de cantera (gravas, zahorras, arcillas, etc.) y otros residuos mineros considerados inertes.

Lo normal en depósitos de residuos abandonados es que como mucho se hayan cubierto de manera incompleta con suelos u otros materiales terrosos, o bien con residuos de demolición o estériles mineros. Estas coberturas, aún sencillas e incompletas, puede tener efectos beneficiosos desde el punto de vista de la generación de efluentes contaminantes dado que retienen agua, impidiendo parte de la percolación, o dificultan la entrada de aire. Es por esto por lo que la existencia de una cobertura debe ser considerada a la hora de la valoración del riesgo. En este sentido, y aún siendo complicado establecer valoraciones sobre el grado de protección que este tipo de coberturas proporciona, se propone considerar las valoraciones que se expusieron en las **Tablas 9 y 10** (apartado **3.1.2.4.**) para lo que se ha denominado **M_C** o **material de cobertura**. El personal que tenga que evaluar cualquier otro posible material de cobertura puede establecer los valores que considere necesarios a la vista de los que se proponen como guía en la mencionada tabla, jugando con las características del material y el espesor del mismo. Igualmente puede aplicarse un factor multiplicador del efecto protector de la cobertura si esta presente algún otro tipo de vegetación. Dicho factor, que se denominará **cubierta vegetal (V_C)**, se valorará de modo que incremente el valor de la cobertura en función del tipo de vegetación y la superficie cubierta medida en planta (suma de la cubierta al ras del terreno más la proyección de las copas).

Para evaluar el grado de desprotección superficial de los residuos mineros es necesario previamente determinar la **fracción de cobertura (F_C)**, que considera además de la superficie recubierta, los materiales y características específicas del tipo de cobertura; para su cálculo se aplicará la siguiente fórmula:

$$F_C = (S_C/S_{PL}) \times (M_C + V_C)$$

Donde:

- F_C es la **fracción de cobertura**.
- S_C/S_{PL} es la relación entre la superficie cubierta (S_C) y la superficie total (S_{PL}), medidas en planta.
- M_C es el valor correspondiente al material de cobertura, deducido de la **Tabla 9**.
- V_C es el valor asignado en función de la presencia de vegetación, deducido de la **Tabla 10**.

El grado de desprotección superficial del depósito será proporcional al resultado de restar a 1 el valor de F_C . La escala de valoración oscilará entre 0 y 1; cuando la superficie del depósito se encuentre completamente cubierta o protegida, será igual a 0; por el contrario, cuando no exista ningún tipo de cobertura superficial el valor de F_C valdrá 0, por lo que el grado de desprotección será igual a 1.

Por último, el **factor de superficie desprotegida (F_{SD})** como una medida de la probabilidad de infiltración y generación de lixiviados contaminantes, se calculará según:

$$F_{SD} = F_S \times (1 - F_C)$$

Donde:

- F_S = Factor superficial dependiente de la superficie ocupada por el depósito de residuos.
- F_C = Fracción de cobertura.

3.2.2.4. Cálculo del índice de probabilidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos $I_P(C2)$

Como ya se explicó, el índice de probabilidad de la generación de efluentes contaminantes con efecto sobre las aguas subterráneas o $I_P(C2)$ será cero cuando no exista ninguna masa de agua subterránea que pueda verse afectada, después de un análisis de la información existente (bibliográfica o cartográfica) o de la consulta con habitantes de la zona donde se sitúe el depósito. Para el resto de los casos, $I_P(C2)$ se calculará según la siguiente fórmula:

$$I_P(C2) = F_V \times F_{TOX} \times F_{SD}$$

Donde:

- F_V es el denominado **factor de vulnerabilidad** dependiente de las características intrínsecas de los acuíferos o masas de agua subterráneas.

- F_{TOX} es el denominado **factor de toxicidad** de los residuos.

- F_{SD} es el llamado **factor de superficie desprotegida**, que hace referencia al tamaño o superficie del depósito, y su grado de desprotección en función de la existencia o no de algún tipo de cobertura sobre los residuos.

El valor obtenido de aplicar la fórmula anterior da resultados comprendidos entre cero y cinco. De este modo se mantiene dentro de la escala propuesta para los índices de probabilidad fijados en el apartado 2.3.

3.2.3. Índice de severidad de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos: $I_S(C2)$

La severidad del daño, en el caso de contaminación de estos recursos hídricos, se encuentra estrechamente asociada a una probable pérdida del uso actual o potencial por el deterioro de la calidad de sus aguas. La gravedad de los efectos serán mayores cuando dichos recursos sean escasos y de protección prioritaria, como los destinados a abastecimiento de agua potable, o cuando el grado de contaminación haga inviable su uso en actividades económicas de importancia para el desarrollo local, o resulten una amenaza seria por su toxicidad para la salud de la población expuesta y para los ecosistemas dependientes de ellas. En el caso concreto de las aguas subterráneas, la severidad de los daños puede agravarse, aún más, por el alto coste económico y técnico que conlleva la recuperación de un acuífero contaminado, por lo que dicho impacto en la práctica puede considerarse irreversible.

La severidad de los efectos que un drenaje o efluente contaminante puede generar sobre el medio ambiente, las personas o la población y las actividades económicas se deriva de la consideración de las masas de agua subterráneas que pueden verse afectadas y del

uso de las mismas en el entorno cercano. En función de las circunstancias que concurren en el entorno próximo de los depósitos de residuos mineros que se evalúan se asignará el valor de $I_S(C2)$, entre 0 y 5, de modo que se mantenga dentro de la escala propuesta para los índices de severidad fijados en el apartado 2.4.

3.2.3.1. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos $I_S(C2PO)$

La vía de exposición de las personas a los contaminantes, en este escenario de riesgo, al igual que en las aguas superficiales, es principalmente por ingestión de agua y productos agrícolas irrigados con agua procedente de pozos o manantiales contaminados, y en menor medida, por contacto y absorción dérmica a través del uso doméstico de ésta (aseo personal) o con fines recreativos (baño en piscinas, etc.).

Los depósitos de residuos mineros constituyen fuentes puntuales de contaminación de los recursos hídricos. Al contrario que otras fuentes de contaminación difusa, en este caso la carga contaminante aparece muy localizada afectando a una zona más limitada y concreta de la masa de agua. En contrapartida, las concentraciones de los contaminantes pueden ser muy elevadas en la zona de recarga, desplazándose en la zona saturada lentamente, y en la misma dirección del flujo de agua, experimentando, al mismo tiempo, un proceso de atenuación por dilución y dispersión. De todo ello se deduce, que las “concentraciones de exposición” disminuirán con la distancia a los depósitos mineros. Para el cálculo de la distancia de alcance final de la pluma contaminante, a partir de la cual se considera que su capacidad potencial de contaminación es muy limitada, es necesario un análisis hidrodinámico e hidrogeológico del comportamiento del flujo subterráneo y de los contaminantes, que exige un conocimiento profundo y detallado de los tiempos de tránsito, los cuales condicionan la distancia en metros en función de la casuística particular. No existe en la literatura, ni entre las distintas metodologías que han abordado la evaluación del riesgo en minería abandonada o contaminación de suelos, un consenso a la hora de prefijar ésta distancia, de tal forma, que sirva de marco espacial de referencia para todo el proceso de evaluación de los daños. A continuación, se muestran algunas de las distancias aplicadas por distintas metodologías: *Contaminated Sites Ranking System (CSRS)* establece 1 milla (1,6 km)

(BER Policy, 2010); PRA_MS más de 3 km (EEA, 2005); *National Clasification System for Contaminated Sites* (NCSCS) 5 km (CCME, 2008); *Historic Mine Sites Scoring System* (HMS-SS) 1 km (EPA-Ireland, 2009), etc. Finalmente, se ha adoptado una distancia arbitraria de 1 km, al igual que el criterio seguido por la Agencia de Protección Ambiental irlandesa. Conviene recordar que los depósitos mineros tienden a localizarse en espacios muy impactados por la actividad extractiva, con una elevada concentración de estructuras mineras (escombreras, presas y balsas mineras, bocaminas, cortas, etc.) que representan focos puntuales de contaminación, siendo muy difícil asignar el grado de responsabilidad de un posible o verificable deterioro de las aguas subterráneas; es por ello, que puede resultar aceptable una distancia de amortiguamiento de 1 km en torno al depósito objeto de evaluación.

De modo semejante a como se planteó en el análisis de la severidad de las consecuencias asociada a contaminación de aguas superficiales, uno de los factores que intervienen en el cálculo del índice de severidad es la **población expuesta (P_{EX})**, a través de la ingesta de agua contaminada extraída del subsuelo. Para ello, es necesario conocer el número de pozos y manantiales destinados al abastecimiento de población (agua para consumo humano) en un radio de 1 km, o bien, en la dirección predominante del flujo de agua subterránea hasta dicha distancia de referencia, en caso de conocerse ésta a través de mapas piezométricos o investigaciones hidrogeológicas.

El contingente de población que pudiera verse afectado es estimado, de forma similar a la metodología irlandesa, a partir del número de personas por hogar multiplicado por el número de captaciones, entendiendo que cada una de ellas representa una vivienda. En España, según el Censo de Población y Viviendas de 2011 del Instituto Nacional de Estadística, el tamaño medio de una familia es de 2,58 miembros; el valor resultante de población expuesta deberá redondearse a un número entero. Esta fórmula permite valorar un grado de exposición con vistas a definir prioridades de actuación. Además, se establece un criterio muy restrictivo, de tal forma, que a partir de más de 50 personas el riesgo es muy alto (valor 5) o nulo (valor 0) cuando no exista ninguna captación (pozo o manantial). Los valores intermedios se establecen de forma directamente proporcional al incremento o reducción del número de personas potencialmente abastecidas con aguas subterráneas, pudiéndose asignar directamente a partir de la **Figura 29**. La existencia de una “zona protegida para la captación de agua destinada al consumo

humano, que abastezca a más de 50 personas” (Registro de Zonas Protegidas), en el ámbito espacial de referencia, permitirá asignar directamente el máximo valor a este factor. Para valores de población inferiores o iguales a 50 personas, el índice P_{EX} se calculará dividiendo dicho valor por 10.

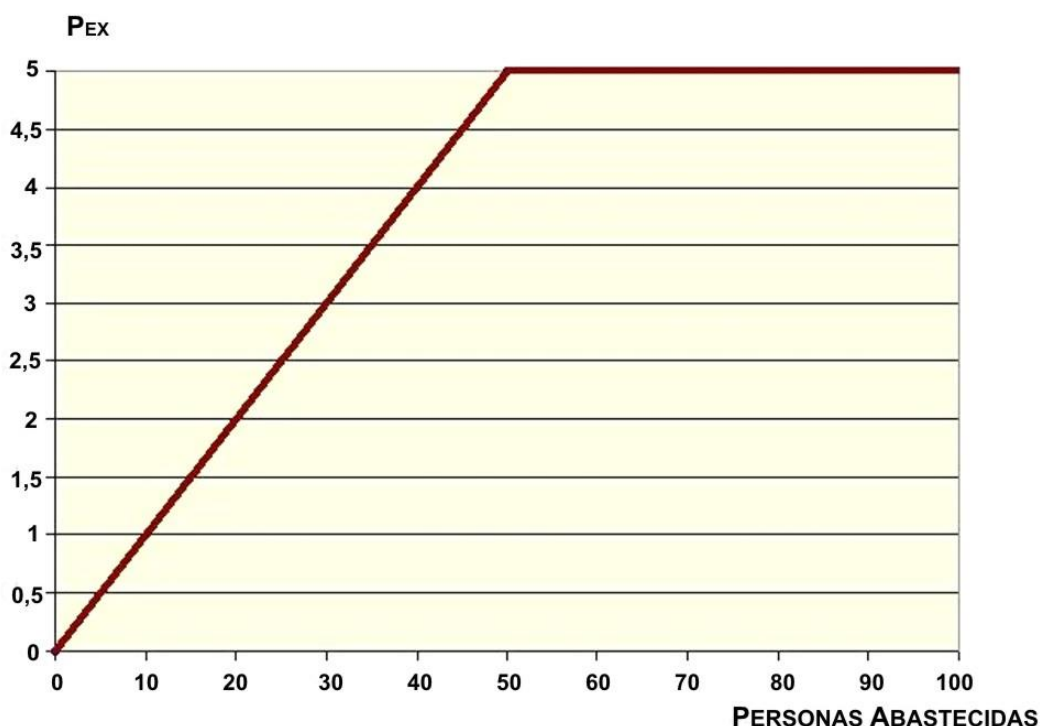


Figura 29. Gráfica que permite la asignación de valores del factor población expuesta (P_{EX}) en función del número de personas potencialmente abastecidas con aguas subterráneas.

La principal fuente de información para la evaluación de la mayoría de los factores que definen el índice de severidad es, nuevamente, el Registro de Aguas, cuya gestión depende de los organismos de cuenca o de las administraciones hidráulicas autonómicas (agencias del agua), de acuerdo con el Reglamento de Dominio Público Hidráulico (DPH) (RD 849/1986). Además del anterior, otra fuente de datos es el Catálogo de Aguas Privadas, el cual es un inventario de aprovechamientos de aguas calificadas como privadas por la Ley de Aguas de 1879, cuyos titulares optaron por mantenerlos en dicho régimen y no incluirlos en el anterior registro.

El factor **exposición** (F_{SUB}) puede resultar un buen indicador de la distribución de las concentraciones de los solutos contaminantes en la masa de agua subterránea, a las que

se encuentran expuestos los receptores potenciales. Dicho factor tiende a disminuir con la distancia al foco emisor o depósito de residuos. Como ocurría con los efectos derivados de la contaminación de las aguas superficiales, no existe tampoco unanimidad a la hora de establecer un modelo de distribución de la carga contaminante basado en rangos de distancias en metros, orientada a la evaluación de los efectos probables sobre la salud o el medio ambiente. Pudieran servir de referencia las distancias que se emplean para la delimitación de perímetros de protección en torno a captaciones de agua potable pero, por lo general, suelen estar referidas a tiempos de tránsito (1 día para la zona inmediata, 50 días para la zona próxima, y 10 años para la zona alejada (Martínez y García, 2003). En la metodología denominada *Risk Screening System* (RSS) orientada a suelos contaminados en Nueva Zelanda (Ministry for the Environment, 2004), se establece una valoración del potencial contaminante en el punto (pozo o manantial) en el que éste entra en contacto con el receptor, en función de la distancia al foco emisor y permeabilidad del acuífero afectado (**Tabla 15**); PRA_MS asigna el máximo valor de exposición al contaminante al rango de distancia entre 0 y 150 m, y NCSCS entre 0 y < 100; Kadunas *et al.* (2006) consideran también este último rango como el más vulnerable en la contaminación de las aguas subterráneas, por instalaciones de almacenamiento de pesticidas. Siguiendo estos últimos criterios, se propone un modelo teórico y cualitativo de distribución de la carga contaminante, en el que la pluma de contaminación presenta sus máximas concentraciones entre 0 y 100 m, disminuyendo de forma directamente proporcional a la distancia, hasta 1 km, en el que dicho factor de exposición (F_{SUB}) se considera igual a 0. Los valores del factor F_{SUB} son asignados tomando como referencia la **Figura 30**. Para valores de distancia (D) superiores a 100 m se aplicará la siguiente fórmula de cálculo: $F_{SUB} = -0,0011 \times D + 1,11$. Para valores de D inferiores o iguales a 100 m, se asignará a F_{SUB} un valor de 1.

Parameter value	Distance to receptor for aquifer type (typical permeability)				
	Clay, silt (low)	Fine sand, silty gravel (low-moderate)	Coarse sand, sandy gravel (moderate)	Gravel (high)	Fractured rock (moderate)
0.3 (low risk)	100 m	300 m	1000 m	2000 m	1500 m
0.6 (medium risk)	50 m	100 m	500 m	1000 m	800 m
1 (high risk)	< 20	< 50 m	< 300 m	800 m	600 m

Tabla 15. Evaluación del potencial de contaminación de las aguas subterráneas en función de la distancia al receptor y permeabilidad de los distintos tipos de acuíferos en la metodología de RSS (*Ministry for the Environment, 2004*).

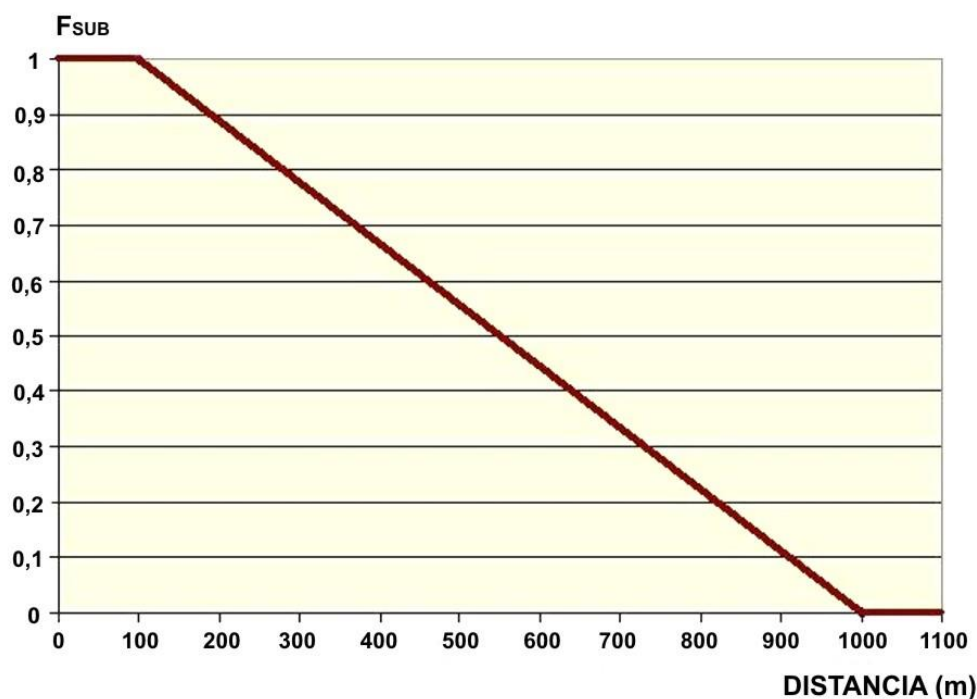


Figura 30. Gráfica que permite la asignación de valores del factor exposición al contaminante (F_{SUB}) en función de la distancia o distribución de las concentraciones de la carga contaminante en la masa de agua subterránea.

El **factor de vulnerabilidad de la población (V_P)** está estrechamente vinculado al tipo de aprovechamiento que se realiza del recurso hídrico subterráneo. Asociado al mismo, se encuentra implícito, desde el punto de vista del riesgo para la salud de las personas, un tiempo de exposición y una dosis, ambos muy dependientes de las características del uso del agua. Considerando la exposición y la dosis potencial, y a modo de criterio orientativo, en la **Tabla 16** (observéese que es idéntica a la **Tabla 11**) se recogen las valoraciones del denominado **factor de vulnerabilidad de la población V_P** , intentando

reflejar los grandes grupos de aprovechamientos, de acuerdo con el Reglamento del DPH. Se trata de una lista abierta que permite la inclusión de nuevos usos del agua en los grupos ya definidos, por parte del evaluador. Se destacan captaciones de agua para abastecimiento, destinadas a consumo humano, y las que proporcionen un volumen medio de al menos 10 m³/día, así como, en su caso, los correspondientes perímetros de protección; y futuras captaciones de agua para abastecimiento declaradas de protección especial. Igualmente, se destacan las zonas de captación y sus perímetros de protección de aguas minerales y termales.

Valoración de la vulnerabilidad de la población ante la ingestión y/o contacto directo con aguas subterráneas contaminadas por efluentes procedentes de depósitos de residuos mineros.	
Criterio de valoración	V_p
Aprovechamientos del Agua Muy Altamente Vulnerables: Agua de abastecimiento a la población (pozos de uso privativo y captaciones de agua destinada a consumo humano, que abastezcan a más de 50 personas); agua mineral para consumo, etc.	5
Aprovechamientos del Agua Altamente Vulnerables: Regadío (huertas, otros cultivos y pastos) y otros usos agroganaderos (abrevaderos), uso recreativo (aguas para baño), aguas termales (balnearios), etc.	4
Aprovechamientos del Agua Vulnerables: Agua para irrigación de parques, etc.	3
Aprovechamientos del Agua Poco Vulnerables: Uso industrial generación energía (para refrigeración) y otros usos industriales, agua para riego de campos de golf, etc.	2
Aprovechamientos del Agua Muy Poco Vulnerables: Otros usos de baja exposición.	1

Tabla 16. Criterios de valoración y clasificación de la vulnerabilidad de la población expuesta (VP) en función del aprovechamiento del agua subterránea.

Por último, el índice de severidad de los daños sobre la salud de las personas que se propone para un escenario de riesgo por contaminación de las aguas subterráneas por efluentes, es dependiente de: la población expuesta y del ratio de exposición, o concentración de contaminante, en función de la distancia a la que se encuentre el punto de extracción del agua con el aprovechamiento más vulnerable, y más próximo al foco emisor (**Figura 31**). Dicho índice, queda expresado por la fórmula:

$$I_s(C2PO) = 0,5 P_{EX} + 0,5 (F_{SUB} \times V_P)$$

Donde:

- $I_s(C2PO)$ es el Índice de Severidad de los efectos sobre las personas o la población derivados de la contaminación de las aguas subterráneas por efluentes procedentes de los residuos mineros.

- P_{EX} es el factor de la población expuesta por abastecerse con agua extraída de acuíferos.

- F_{SUB} es el factor de exposición de la población expuesta en el punto de extracción con el uso del agua más vulnerable y más próximo al depósito minero.

- V_P es el factor de vulnerabilidad de la población expuesta en función del tipo de aprovechamiento considerado más vulnerable.

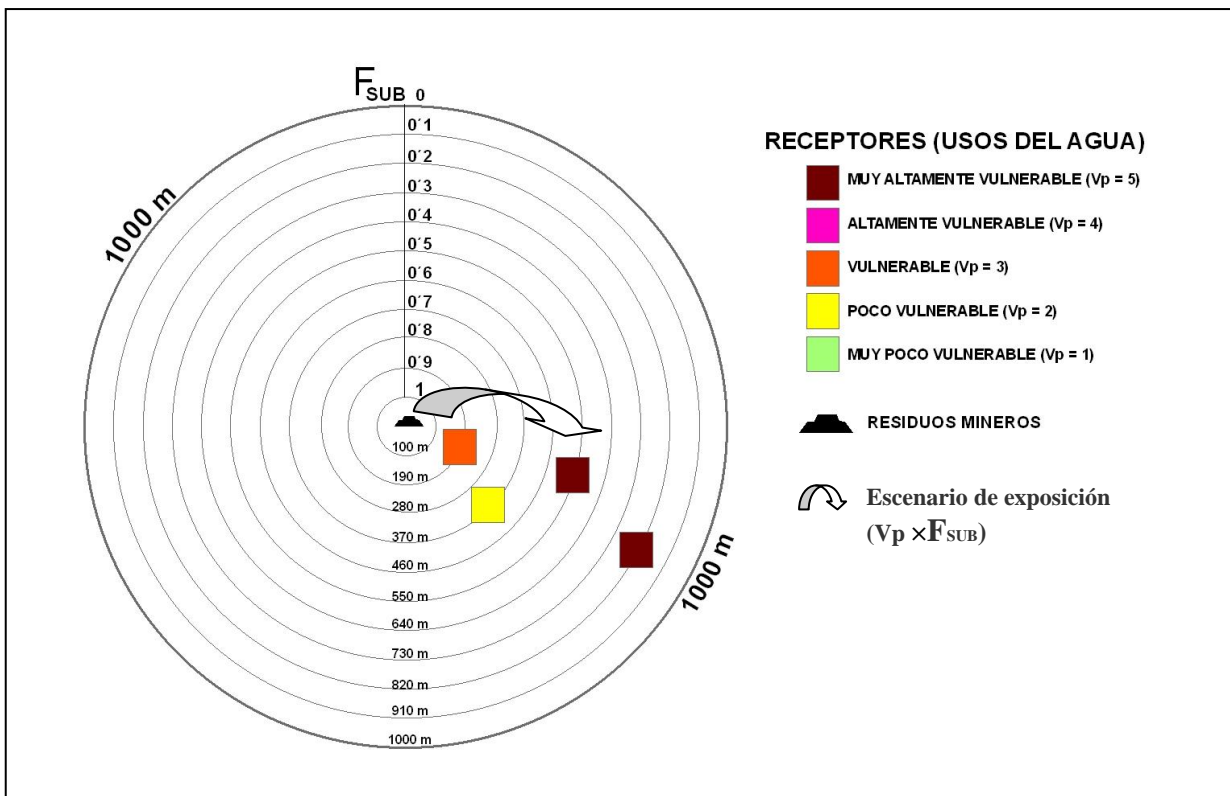


Figura 31. Criterio de selección del escenario de exposición ($V_p \times F_{SUB}$): uso del agua más vulnerable y concentración de contaminante a la que se encuentra expuesto en función de la distancia, para el cálculo del índice de severidad de los efectos derivados de la contaminación de las aguas subterráneas para las personas y la población ($I_s(C2PO)$).

3.2.3.2. Índice de severidad de los efectos sobre el medio natural derivados de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos $I_S(C2NA)$

Las aguas subterráneas son, en sí mismas, un recurso natural no renovable. Por otra parte, son muchos los ecosistemas (principalmente humedales y sistemas fluviales) que presentan una interrelación estrecha y dependiente de los recursos hídricos subterráneos, lo que pone de relieve su valor ecológico y los efectos que el deterioro de su calidad puede provocar en el medio ambiente. Con vistas a la definición del **factor vulnerabilidad ecológica o de los ecosistemas (V_E)**, se consideran áreas sensibles objeto de protección ambiental, en lo referente a las masas de agua subterráneas, las siguientes: humedales de importancia internacional (Convenio Ramsar) o catalogados en el Inventario Nacional de Zonas Húmedas (INZH), hipogénicos o mixtos; y zonas de protección de la Red Natura 2000, cuya conservación esté estrechamente vinculada a las masas de aguas subterráneas. Todas estas áreas consideradas sensibles se encuentran inscritas en el Registro de Zonas Protegidas (RZP) y son contempladas en los correspondientes planes hidrológicos. Se incluirán, además, en dicha categoría cualquier otra figura de protección cuya conservación pudiera depender, en gran medida, de los recursos hídricos subterráneos, y no se hayan considerado en el anterior registro. Es evidente, que en virtud del valor del recurso y del mérito de conservación, dichas áreas presentan la más alta vulnerabilidad y un impacto previsible mayor en caso de afección. Además de los humedales definidos como áreas sensibles, se consideran también altamente vulnerables aquellos humedales cuyos ecosistemas presenten una buena conservación, a pesar de no haberse incluido en alguna de las figuras de protección anteriores.

Los ecosistemas asociados a tramos fluviales interrelacionados con masas de agua subterránea por conexión difusa, tal es el caso de aquellos cauces efluentes que discurren sobre sedimentos detríticos aluviales muy permeables, o por conexión puntual a través de manantiales, muestran también una alta vulnerabilidad ecológica, especialmente, si presentan una buena conservación o un estado ecológico, de acuerdo con la Directiva Marco del Agua, muy bueno o bueno. La DGA y el IGME, en el marco de la Encomienda de Gestión para la realización de Trabajos Científico-Técnicos de Apoyo a la Sostenibilidad y Protección de las Aguas Subterráneas, han realizado una

“identificación y caracterización de la interrelación que se presenta entre aguas subterráneas, cursos fluviales, descargas por manantiales, zonas húmedas y otros ecosistemas naturales de especial interés hídrico” en cada una de las masas de agua subterránea intercomunitaria, y elaborado su correspondiente cartografía, cuya consulta puede realizarse en el Centro de Documentación del IGME.

En la **Tabla 17**, se indican los criterios propuestos para la evaluación del **factor de vulnerabilidad de los ecosistemas (V_E)**. Como criterio general a la hora de asignar los distintos grados de vulnerabilidad, la susceptibilidad se considera inversamente proporcional al grado de deterioro de los ecosistemas afectados.

Valoración de la vulnerabilidad de los ecosistemas ante la contaminación de las aguas subterráneas por efluentes procedentes de depósitos de residuos mineros.	
Criterio de valoración	V_E
Recursos y Ecosistemas Muy Altamente Vulnerables Áreas sensibles (protección ambiental de recursos y ecosistemas)	5
Recursos y Ecosistemas Altamente Vulnerables Humedales hipogénicos o mixtos no incluidos en el Convenio Ramsar o en el INZH bien conservados; ecosistemas muy bien conservados de tramos fluviales interrelacionados con masas de agua subterráneas.	4
Recursos y Ecosistemas Vulnerables Ecosistemas poco degradados en tramos fluviales interrelacionados con masas de agua subterráneas (estado ecológico aceptable). Humedales hipogénicos y mixtos poco degradados. Aguas para riego cultivos leñosos, herbáceos y pastizales.	3
Recursos y Ecosistemas Poco Vulnerables Ecosistemas degradados de tramos fluviales interrelacionados con masas de agua subterráneas (estado ecológico deficiente). Humedales hipogénicos degradados.	2
Recursos y Ecosistemas Muy Poco Vulnerables Ecosistemas fluviales muy degradados interrelacionados con masas de agua subterráneas (estado ecológico malo). Humedales mixtos degradados.	1

Tabla 17. Criterios de valoración y clasificación de la vulnerabilidad ecológica (VE) en función del valor del recurso y del mérito de conservación de los ecosistemas.

El **factor de exposición (F_{SUB})** o concentración de la carga contaminante a la que los distintos ecosistemas o elementos del medio se ven expuestos, se valora como función de la distancia al depósito de residuos mineros, de acuerdo con un modelo teórico de

distribución empleado para evaluar el índice $I_S(C2PO)$. La valoración de dicho factor se realiza seleccionando, en la **Figura 32**, el correspondiente valor F_{SUB} para una distancia dada.

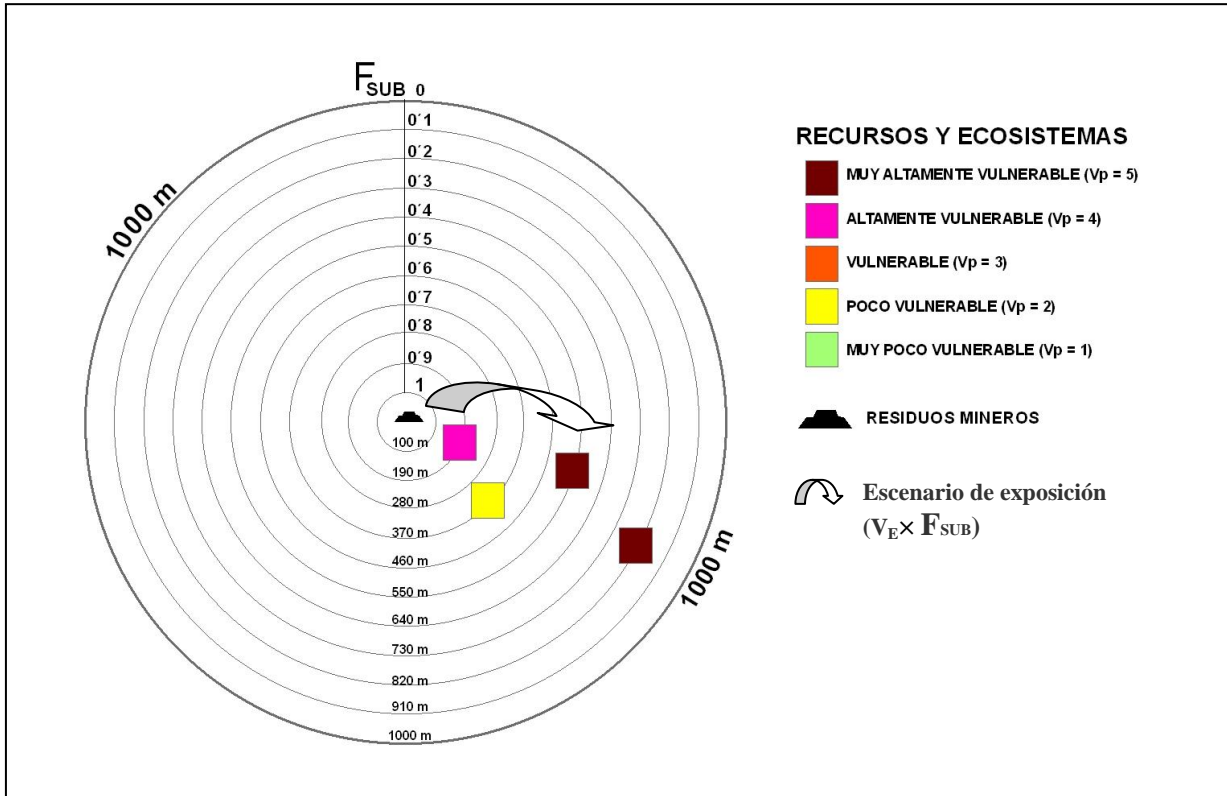


Figura 32. Criterio de selección del escenario de exposición ($V_p \times F_{SUB}$): recurso y ecosistema más vulnerable y concentración de contaminante a la que se encuentra expuesto en función de la distancia, para el cálculo del índice de severidad de los efectos derivados de la contaminación de las aguas subterráneas para el medio natural ($I_S(C2NA)$).

El índice de severidad de los daños sobre el medio natural $I_S(C2NA)$, en este escenario de riesgo, va a depender de la concentración de los contaminantes que será función de la distancia a la que se encuentre el ecosistema y/o recurso natural más vulnerable en un radio de 1 km (o en una distancia similar en la dirección del flujo subterráneo), y más próximo al foco emisor, así como de su grado de sensibilidad. Dicho índice, queda expresado por la siguiente ecuación:

$$I_S(C2NA) = F_{SUB} \times V_E$$

Dónde:

-I_S(C2NA) es el Índice de Severidad de los efectos sobre el medio natural derivados de la contaminación de las aguas subterráneas, por efluentes procedentes de los residuos mineros.

-F_{SUB} es el factor de exposición o concentración de exposición a que se encuentran expuestos los distintos recursos naturales y ecosistemas más vulnerables, y más próximos al depósito minero.

-V_E es el factor de vulnerabilidad ecológica en función del recurso o ecosistema expuesto más vulnerable, en un radio de 1 km (o en esa misma distancia en la dirección del flujo del agua).

3.2.3.3. Índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivadas de la generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos: I_S(C2SE)

La severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico va a depender de la estructura socioeconómica local y el grado de vulnerabilidad de los distintos sectores de actividad y elementos patrimoniales que pudieran verse afectados; la gravedad de los daños se incrementará en función del peso económico del sector implicado. La severidad de las consecuencias de la contaminación de los recursos hídricos subterráneos puede también evaluarse en términos de pérdida de oportunidad, en el caso de que la contaminación pueda suponer una limitación para el desarrollo de aquellas actividades económicas con mayor potencial de desarrollo o que se quiera promover. En zonas con escasos recursos hídricos, fuertemente dependientes de las aguas subterráneas para su abastecimiento, y que han experimentado un importante crecimiento urbano y turístico, tal es el caso de la costa mediterránea, la falta de agua que cumpla los estándares de calidad para consumo humano ha ejercido y ejerce un papel restrictivo. En aquellas áreas agrarias especializadas en una agricultura intensiva de regadío, el deterioro de la calidad de las aguas, respecto a las exigencias de dicho uso, puede ocasionar un grave daño o limitar el desarrollo del sector.

Dada la naturaleza preliminar de la metodología de análisis de riesgo que se propone, y el nivel de conocimiento necesario para llegar a evaluar la estructura económica, sus potencialidades y prioridades de uso, hace aconsejable que la determinación del Índice

de severidad de los efectos sobre las actividades económicas para este escenario **Is(C2SE)**, sólo se realice cuando el daño socioeconómico sea elevado y fácilmente constatable. En la generalidad de los casos se considerará que la valoración la severidad asociada a este escenario **no procede** ser valorada.

3.3. MOVILIZACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO POR ACCIÓN DEL VIENTO (C3)

3.3.1. Procesos de erosión eólica y generación de polvo

Uno de los grandes problemas asociados a zonas mineras, y en particular a los depósitos de residuos de flotación abandonados, es el arrastre de material particulado por la acción del viento o erosión eólica. La erosión eólica puede contribuir de forma significativa a la pérdida y dispersión en el entorno del material almacenado en este tipo de depósitos mineros (Blight, 2007). Las sustancias contaminantes potencialmente presentes en ese material removido por el viento puede representar un daño directo por contaminación de los suelos, las aguas y los cultivos próximos, o dañar a la vegetación y afectar por inhalación, ingestión o contacto dérmico a personas y animales (Blight, 2007; Oblasser y Chaparro, 2008). Este escenario de riesgo puede presentarse también en escombreras con presencia de abundantes materiales finos en superficie.

Este tipo de erosión, además de propiciar la dispersión de partículas contaminantes, puede también incrementar el riesgo de inestabilidad mecánica de dichas estructuras de almacenamiento (Espinace *et al.* 2006). Es un fenómeno que puede producirse en cualquier tipo de clima y ambiente, si bien en todos los casos deben concurrir algunos factores tales como: la presencia de material fino, suelto y seco, la existencia de extensas áreas con una superficie poco rugosa, desprovista de cobertura vegetal, y el predominio de fuertes vientos (FAO, 1979). No obstante, es en los climas áridos y semiáridos donde las consecuencias de este fenómeno suelen ser más relevantes, y en donde se dan conjuntamente los factores antes descritos con mayor probabilidad. En climas de tipo mediterráneo, y en zonas de materiales ricos en carbonatos con elevada capacidad de neutralización, Boussem *et al.* (2010) han observado que los riesgos ambientales asociados con actividades mineras están principalmente relacionados con la dispersión de partículas por acción del viento y, en menor medida, por la erosión hídrica asociada a lluvias intensas.

La erosión eólica puede definirse como el proceso de desagregación, remoción (o deflación), transporte y deposición de las partículas del suelo por la acción del viento. Los factores que controlan la intensidad y el alcance de este tipo de erosión sobre los

depósitos de residuos mineros dependen fundamentalmente de la erodibilidad de los materiales almacenados (propensión a ser removidos y desplazados por el flujo de aire) y de la erosividad del viento (Chepil & Woodruff, 1963; Rostagno *et al.* 2004). La erosividad del viento es función de la turbulencia atmosférica (Espinace *et al.* 2006) y responde al gradiente vertical de velocidad del viento. La erodibilidad es función de la textura superficial de los materiales, de su contenido en materia orgánica y grado de humedad, del uso del suelo y de su cobertura vegetal, entre otros factores (Skidmore & Williams, 1991). La abrasión o corrosión eólica debida al impacto de partículas arrastradas por el viento sobre la superficie de los materiales intensifica la erosividad del viento, incrementando además la disponibilidad de partículas pequeñas factibles de ser removidas por la acción eólica (Rostagno *et al.* 2004).

Los residuos mineros expuestos a la acción del viento, previamente removidos por procesos de deflación y abrasión, son transportados de forma selectiva por éste a través de distintos mecanismos conocidos como **saltación**, **reptación** y **suspensión**. El predominio de una u otra forma de transporte y la distancia recorrida va a variar en función de las propiedades aerodinámicas (tamaño, forma y densidad) de las partículas transportadas y de la capacidad de arrastre del viento. Las principales características de cada uno de estos mecanismos de transporte son descritos a continuación.

La **saltación** constituye el modo inicial de desplazamiento de las partículas una vez movilizadas de la superficie del depósito. Estas partículas son desplazadas por la presión del viento mediante pequeños saltos que van avanzando en la dirección de éste. La fracción de material que es transportada por este mecanismo se encuentra en un rango de tamaño entre 0,05 (arenas muy finas) a 0,5 mm (arenas medias) (Espinace *et al.*, 2006). Algunos autores acotan la fracción que es movilizada de esta forma al rango de 0,1 mm (arenas finas) a 0,5 mm (arenas medias) (Singh, 1994). Constituye la forma de transporte más importante por erosión eólica en los depósitos mineros de residuos de flotación. En suelos, el desplazamiento por saltación puede representar entre el 55 y el 72% del total de material eólico movilizado (Chepil, 1945). La mayor parte de las partículas de los residuos mineros desplazados por saltación se localizan a una altura de la superficie del depósito inferior a 30 cm y sólo un pequeño porcentaje puede superar el metro de altura; en suelos, el 90% del material removilizado por saltación se encuentra por debajo de dicho umbral observándose, además, que la mitad de las

partículas desplazadas por este mecanismo no alcanzan los 5 cm de altura (Chepil, 1945). La distancia recorrida por las partículas desplazadas por saltación varía entre 12 a 15 veces la altura máxima alcanzada durante dicho proceso (Cooke *et al.* 1993), por lo que la dispersión del material será muy limitada, depositándose normalmente en el entorno inmediato de las estructuras de almacenamiento mineras. La velocidad crítica del viento necesaria para iniciar el proceso varía con el tamaño de las partículas, siendo mínima (0,15 m/s) para partículas de 0,10 a 0,15 mm e incrementándose para las de mayor y menor tamaño de dicho rango (Savat, 1982, citado por Rostagno *et al.* 2004) debido al mayor peso de las partículas más grandes, y a la mayor cohesión de las partículas más pequeñas (Rostagno *et al.* 2004). La mayor parte del material superficial erosionable por el viento en presas mineras y escombreras, es transportada por saltación. Este mecanismo, además, favorece el desencadenamiento de otras formas de transporte eólico (reptación y suspensión) (**Figura 33**). En materiales con contenido significativo de arenas o agregados de tamaño arena, el fenómeno de la saltación puede llegar a ser el principal generador de polvo fugitivo.

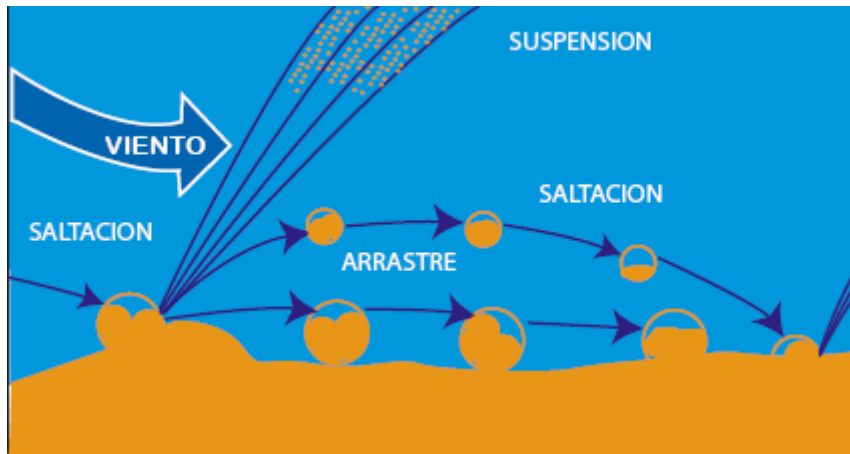


Figura 33. Mecanismos de transporte eólico.

La **reptación** es el proceso por el que las partículas de mayor tamaño ruedan o se deslizan por la superficie del suelo o sobre la capa superficial de los depósitos de residuos mineros. Durante dicho proceso, las partículas pueden transformarse en partículas más pequeñas que pueden volver a ser removidas por saltación, incrementando también el poder corrosivo del viento. Este movimiento de arrastre superficial es propiciado fundamentalmente por el impacto de las partículas que se

desplazan por saltación. El tamaño de partícula que normalmente es transportada por reptación oscila entre 0,5 mm a 1 mm (arena gruesa) (Espinace *et al.*, 2006). Las partículas mayores de 1 mm de diámetro son consideradas demasiado grandes para ser movidas o transportadas por un viento ordinario (Chepil, 1945, Singh, 1994). Teóricamente, sin embargo, partículas de tamaño superior pueden ser movidas por fuertes vientos, por lo que algunos autores amplían el rango de 0,5 mm a 2 mm (arenas gruesas y muy gruesas). El porcentaje de material eólico removido por reptación representa, en suelos, entre el 7 y el 25% del total de material transportado por el viento (Chepil, 1945). En general, el desplazamiento es de corto recorrido por lo que suele depositarse sobre los propios depósitos de residuos mineros o en el entorno más inmediato, en áreas favorables para su deposición por el incremento de las pendientes o la presencia de obstáculos.

La **suspensión** afecta a partículas del suelo o del material expuesto en la superficie del depósito minero con tamaños inferiores a 0,05 mm, esto es, limos y arcillas. Algunos autores incluyen en este rango a las arenas finas de menos de 0,07 mm de diámetro (Shao, 2008). La suspensión se genera por el impacto de otras partículas movilizadas por saltación y levantadas por la turbulencia del viento, pudiendo alcanzar una elevada altitud, manteniéndose en suspensión un mayor tiempo de residencia y llegando a recorrer en algunos casos distancias kilométricas. Estas partículas son transportadas más o menos en paralelo a la dirección del viento (Espinace *et al.*, 2006). El porcentaje de suelo transportado por suspensión puede representar entre el 3 y el 38% del total de suelo removido por erosión eólica (Chepil, 1945). En función del tiempo de residencia en el flujo de aire, se pueden distinguir dos fracciones de partículas: aquellas cuyo diámetro es inferior a 20 micras ($<0,02$ mm), pudiendo permanecer largo tiempo en suspensión y recorrer grandes distancias, y las sedimentables de tamaño igual o superior a 20 micras ($\geq 0,02$ mm), que solo pueden permanecer suspendidas durante un breve tiempo, generalmente varias horas, por lo que su incidencia a escala local es mayor. En líneas generales, todas las partículas susceptibles de entrar en suspensión son potencialmente generadoras de polvo. La velocidad de sedimentación es el factor que controla el que una partícula entre en suspensión o por el contrario solo se movilice por saltación. Singh (1994) señala que las partículas mayores de 80 μm (0,08 mm) raramente entran en suspensión debido a su alta velocidad de sedimentación.

3.3.2. Índice de probabilidad de la movilización de material particulado por acción del viento: $I_p(C3)$

Los depósitos de residuos mineros, vulnerables a la erosión eólica, constituyen una fuente primaria de emisión fugitiva de material particulado mineral de origen antropogénico a la atmósfera (**Figura 34**). La definición de material particulado atmosférico es un concepto amplio que engloba a todo el conjunto de partículas sólidas y/o líquidas, a excepción del agua pura, presentes en suspensión en la atmósfera (Mészáros, 1999). En el caso de los residuos mineros, el polvo o material particulado emitido está constituido inicialmente por partículas sólidas minerales originadas por procesos de fracturación y reducción del tamaño de partícula. La norma BS 6069 del *British Standard Institute* (BSI) y la norma ISO 4225 de 1994 aplican el término genérico de polvo para describir el material particulado atmosférico en un rango de tamaño de 1 a 75 μm . Desde el punto de vista de las ciencias atmosféricas, el polvo fugitivo de la actividad minera estaría inscrito en la moda o rango de “partículas gruesas” (mayores de 1 μm), ya que los procesos mecánicos que generan las partículas primarias, presentes en la atmósfera en la misma forma en que se emitieron, no pueden normalmente producir partículas de diámetro inferior a 1 μm , debido a limitaciones energéticas (Querol, 2006).



Figura 34. Emisiones fugitivas de material particulado en una presa de residuos mineros.

La presencia de formas de deflación y corrosión eólica en diques o taludes de los depósitos de residuos mineros, y de deposición eólica (dunas, ripples, etc.) sobre las

estructuras de almacenamiento de residuos mineros y en su entorno, son claras evidencias de una fuerte exposición y vulnerabilidad a la erosión eólica (**Figura 35**). En estos casos se puede afirmar, con una elevada certidumbre, la alta probabilidad de un escenario de riesgo por movilización de material particulado por la acción del viento. La existencia de estudios de investigación, datos analíticos de campo sobre concentraciones de material particulado o epidemiológicos, entrevistas en profundidad que pongan de manifiesto las molestias de las poblaciones situadas en la zona de influencia junto con cualquier otro tipo de información, con rigor científico, que permitan constatar el impacto de la dispersión de los contaminantes a través de la emisión fugitiva de polvo procedente de los depósitos de residuos mineros, bastarán para asignar una alta probabilidad de que se produzca este tipo de escenario de riesgo. En zonas mineras con una alta concentración de estructuras e intensa erosión eólica, resultará difícil establecer el peso con el que contribuye cada una de ellas a la contaminación atmosférica de las zonas afectadas; por otro lado, un análisis individual de cada depósito no contemplaría el efecto sinérgico de todos ellos. Por todo ello, en esta fase de evaluación preliminar cualitativa es recomendable aplicar un criterio conservador, siendo necesario un análisis posterior de mayor detalle para valorar la contribución exacta de un determinado depósito a la emisión de partículas contaminantes a la atmósfera.



Figura 35. Evidencias de movilización de material particulado por la acción del viento en diversas presas de residuos mineros (formaciones dunares y ripples en diques y plataforma de depósitos mineros).

La ausencia de información o escasez de formas de erosión y/o depósitos de sedimentos eólicos que evidencien la dispersión de los residuos por el viento, obligará a realizar una estimación de la probabilidad de ocurrencia de este escenario de contaminación ambiental. Dicha estimación ha de basarse en el análisis de aquellos aspectos que determinan o condicionan el proceso erosivo. Esto es precisamente lo que hace el modelo empírico de la ecuación de pérdida del suelo por erosión eólica (WEQ: *Wind Erosion Equation*) desarrollada por Woodruff & Siddoway (1965). De acuerdo con este modelo la erosión eólica (E) es una función de: la erodibilidad del suelo (I'), la rugosidad del mismo (K'), los factores climáticos (C'), la superficie expuesta (L'), y la cobertura vegetal o un medio de defensa contra la erosión equivalente (V).

$$E = f(I', K', C', L', V)$$

Las correspondencias entre la erosión y los diferentes factores toman formas diversas (expresiones exponenciales, potenciales, etc.), por lo que los autores prefirieron no desarrollar la ecuación completa y proponer un cálculo paso a paso que va considerando las diferentes relaciones de los diferentes factores. Dado que no se puede pretender realizar una evaluación cuantitativa de los posibles procesos erosivos que tengan lugar en todos y cada uno de los depósitos mineros de un inventario, lo que se buscará es valorar la susceptibilidad ante la erosión mediante relaciones simples. Sin embargo, esta ecuación permite comprender la influencia de los diferentes parámetros que controlan la susceptibilidad y aquellos otros que funcionan como desencadenantes para, simplificando lo necesario y adaptándola a las características específicas de los depósitos de residuos mineros, obtener criterios para evaluar cualitativamente la probabilidad de movilización de material particulado por la acción del viento. La ecuación de erosión eólica adquiere, por lo tanto, un carácter puramente orientativo respecto a los factores que debe contemplar el índice de probabilidad para este escenario de riesgo. Para el diseño de dicho índice se han considerado la erodibilidad de los residuos, aquellos factores climáticos que controlan el contenido de humedad del material, la erosividad del viento, la superficie expuesta y el grado de cobertura o protección de ésta ante la acción eólica. La definición de todos ellos y su modo de evaluación son descritos a continuación.

3.3.2.1. Caracterización de los residuos por su susceptibilidad a la erosión eólica: factor de erodibilidad eólica E_e

La erodibilidad expresa la susceptibilidad de los residuos a la erosión eólica siendo un parámetro dependiente de las características intrínsecas del material, y muy especialmente de su textura o granulometría. La resistencia de las partículas de la capa más superficial frente a la movilización y transporte por el viento va a depender, tal y como se ha descrito al analizar los distintos mecanismos de transporte eólico, del tamaño, densidad y forma de las mismas. Las partículas de gran tamaño y peso (arenas gruesas y muy gruesas) ejercen una gran resistencia a la erosión y el transporte eólico, aceptándose generalmente que las partículas mayores de 0,84 mm no son erosionables por el viento (Chepil, 1950; Skidmore & Woodruff, 1968). Igualmente, las partículas más pequeñas son muy resistentes al desprendimiento de la superficie al incrementarse las fuerzas de cohesión. Las fracciones granulométricas que muestran una mayor erodibilidad son las de limo (0,002 a 0,05 mm) y arena muy fina (0,05 a 0,10 mm) (Rostagno *et al.*, 2004). Algunos autores han considerado altamente erosionable la fracción comprendida entre 0,10 y 0,15 mm, al ser movilizadas con una velocidad de viento mínima (Chepil, 1945; Rostagno *et al.*, 2004). Richter & Negendank (1977) demostraron que los suelos con un contenido entre 40% y el 60% de limos eran los más erosionables. Otros autores han considerado el contenido de arcillas para determinar la susceptibilidad a la erosión eólica. Evans (1980) señaló que suelos con escasa fracción arcillosa, entre el 9 y 30%, eran los más susceptibles a la erosión.

La mayoría de los lodos o residuos finos de flotación están constituidos mayoritariamente por finos con escasa cohesión, principalmente limos y arenas finas. Los depósitos de este tipo de residuos, dada su naturaleza, son los que merecen una mayor atención respecto a la emisión de material particulado ante la acción del viento. Comparando muestras de los residuos mineros de flotación tomadas en taludes de presas con muestras de material suelto removilizado y depositado por el viento en las mismas presas, Blight (2007) ha comprobado que los residuos removidos eran considerablemente más gruesos. Si el resultado de los análisis granulométricos de los residuos totales se divide, simplificando, en fracción arena y fracción limo, el material redepositado puede considerarse semejante al residuo original, pero limpio de limos. Esto mismo se ha podido comprobar sobre la base de análisis granulométricos de

muestras compuestas superficiales de un conjunto de presas mineras españolas y arenas eólicas (residuos arenosos redepositados por el viento tomados en las mismas presas), como puede comprobarse en la **Figura 36**.

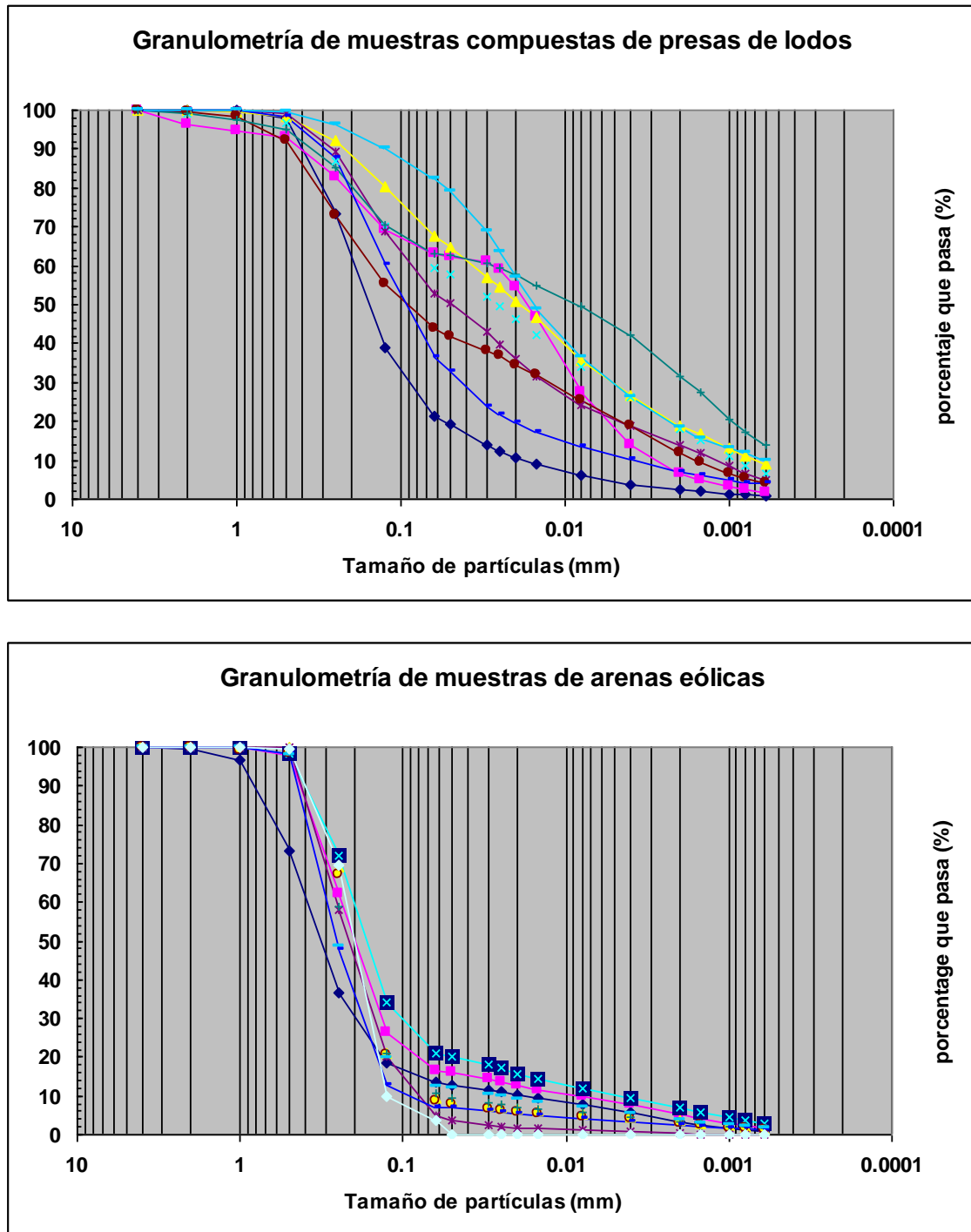


Figura 36. Gráficos de distribución granulométrica de un conjunto de presas españolas, en los que se aprecian las diferencias entre el material tomado en superficie (arriba) y el material erosionado y redepositado por el viento (abajo).

Los suelos finos definidos según el Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (*Unified Soil Classification System*) son aquellos en los que más del 50% de sus partículas pasan por el tamiz nº 200 ASTM (*American Society for Testing and Materials*), es decir las inferiores a 0,074 mm. El contenido en partículas de tamaño inferior a 75 μm , ha sido un criterio empleado en algunas metodologías de análisis de riesgo aplicadas a residuos mineros y suelos contaminados, para evaluar la generación de polvo y dispersión de contaminantes a través del aire (SERNAGEOMIN-BGR, 2008; CCME, 2008). Normalmente, los residuos de flotación contienen más del 50% de material que pasa por el tamiz 200 de ASTM (Rodríguez y Oldecop, 2006). Singh (1994) afirma, tal y como ya se ha señalado, que las partículas de tamaño superior a 80 μm raramente pueden ser arrastradas por el viento en suspensión. El polvo es también definido por la norma BS 6069 del *British Standard Institute* (BSI) como el material particulado entre 1 y 75 μm . A la luz de lo expuesto, el factor erodibilidad o erosionabilidad de los residuos puede ser estimado en una primera instancia en función del contenido de material fino (entendido aquí como aquel de tamaño inferior a 75-80 μm), lo cual puede realizarse a través de la valoración de curvas granulométricas, similares a las de la **Figura 36**, obtenidas a partir de análisis granulométricos según diversos métodos (tamizado, sedimentación y sedigraph de rayos X, difracción con laser, microscopía o monitoreo de campo eléctrico (Coulter) entre otros). Si predominan materiales con granulometrías superiores (grano grueso), el factor de erodibilidad o susceptibilidad a la erosión será menor, hasta anularse en los residuos con total ausencia de material fino. De este modo puede definirse un **factor de erodibilidad eólica (E_e)** de carácter cualitativo, asignándole un valor igual a 5 cuando se alcance o supere un 50 % de contenido en partículas de tamaño inferior a 75 μm . En la práctica, las arcillas presentes en residuos mineros, salvo raras excepciones, no forman agregados estables, por lo que pueden considerarse erosionables. Para la asignación de los valores del factor E_e puede emplearse la gráfica de la **Figura 37**. Puede comprobarse que el empleo de la gráfica proporciona valores de E_e iguales a los que resultan de dividir por 10 el % de partículas de tamaño inferior a 75 μm , cuando este último es $<50\%$, pasando a valer 5 cuando el contenido en partículas de tamaño inferior a 75 μm es $\geq 50\%$.

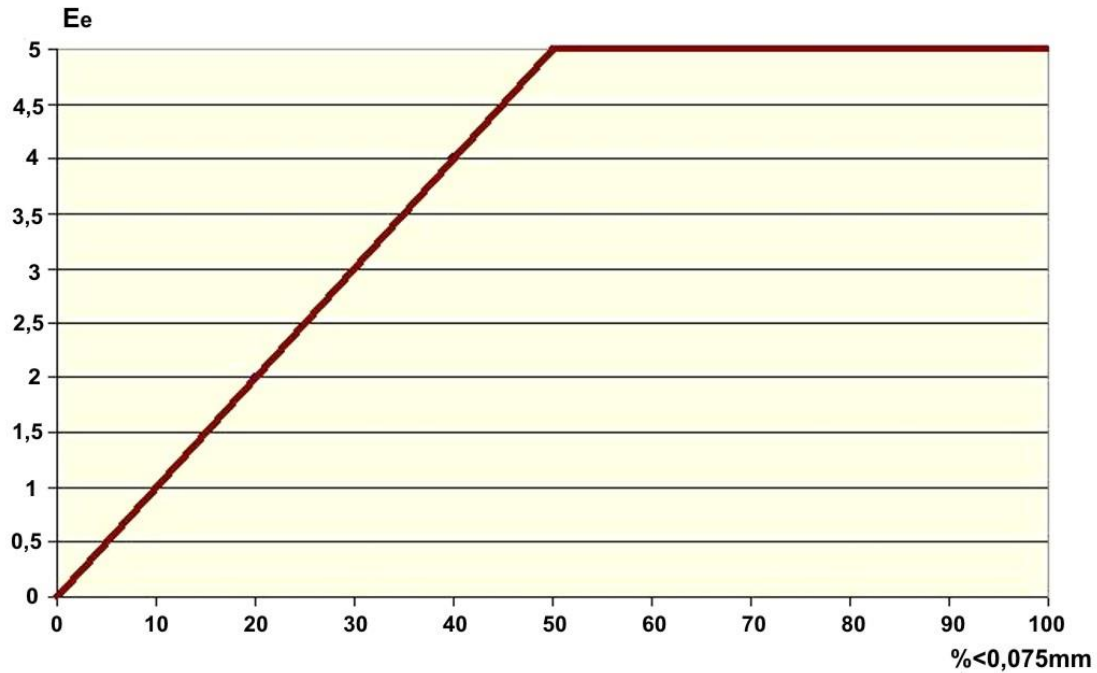


Figura 37. Gráfica que permite asignar valores del factor erodibilidad eólica en función del contenido en partículas inferiores a 75 μm (0,075 mm).

Cabe la posibilidad de que existan datos de granulometría de algunos residuos mineros, pero expresados a través del clásico triángulo de texturas USDA (USDA, 1999). El triángulo de texturas permite asignar las clases texturales de la clasificación del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, en función de los porcentajes en arena (0,05-2 mm), limo (0,002-0,05 mm) y arcilla (< 0,002 mm). Hay que tener en cuenta que normalmente la información sobre granulometría expresada por el sistema USDA, se refiere a la fracción tierra fina (<2mm), por lo que suele acompañarse del dato de contenido en elementos gruesos (>2mm). Si no es así, dicha información no puede ser utilizada, salvo que se pueda afirmar con seguridad que el contenido en elementos gruesos es cero o despreciable, como ocurre con la mayoría de los residuos mineros de flotación. Esta información debe ser tenida en consideración, es decir, que si el contenido en elementos gruesos de un material de escombrera en superficie es 40% y contiene un total de 40% de limo más arcilla, expresado sobre la tierra fina, en realidad sólo tiene un 16% de limo más arcilla, expresados sobre la muestra original.

Otro aspecto a tener en cuenta es que entre los límites establecidos para las diferentes fracciones granulométricas en el sistema USDA no se usa el tamaño 75 μm . Dicho valor cae justo en la mitad del intervalo que incluye en el sistema americano la arena muy fina (0,1-0,05 mm). Por ello, lo más práctico es considerar que la suma de las fracciones limo y

arcilla USDA, es decir las inferiores a 0,05 mm (50 μ m) son la parte erosionable, si acaso incrementada o redondeada hacia arriba. Varios ejemplos de texturas de residuos finos de flotación, que oscilan entre franco-limosas y arenoso-francas, se muestran en la **Figura 38**.

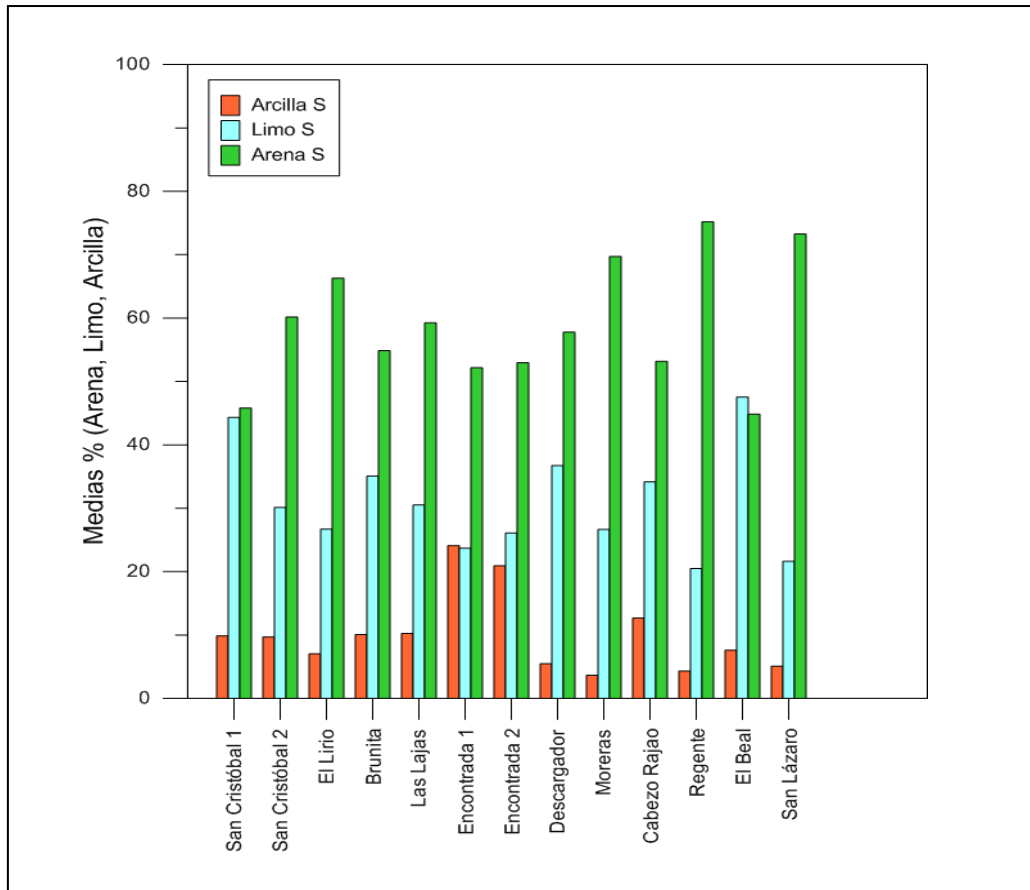


Figura 38. Valores medios de las fracciones arena, limo y arcilla (USDA) de muestras tomadas en superficie (S) de presas de lodos de flotación de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión y de Mazarrón (Murcia).

Por otro lado, es evidente que el factor de erodibilidad de los residuos va a estar muy condicionado por la existencia de costras de oxidación o la presencia de algún tipo de cementación entre partículas que proporcione cohesión a los materiales, en cuyo caso, se produce una fuerte reducción del proceso de abrasión debido al limitado aporte de partículas abrasivas y a la resistencia mecánica de las costras de oxidación ante la acción del viento y, por lo tanto, una menor intensidad de la erosión eólica. Dicha posibilidad se contempla más adelante.

Al contrario, las eflorescencias salinas en muchos depósitos de residuos mineros son susceptibles a la erosión del viento y muestran una alta erodibilidad. Meza-Figueroa *et*

al. (2009) señalaron como la erosión eólica de las eflorescencias de sales procedentes de presas de lodo en un ambiente semiárido, tuvo un papel significativo en la contaminación de suelos en áreas residenciales próximas; estas eflorescencias presentaron, además, mayores concentraciones de metales que los propios lodos. En algunos entornos como la Sierra Minera de Cartagena-La Unión se afirma que el transporte eólico se desarrolla durante todo el año y provoca el aporte de sales ricas en metales, sulfatos y partículas sólidas a distancias considerables, provocando su deposición sobre el suelo y el medio marino (García, 2004). Sin embargo, la presencia importante de eflorescencias en la superficie de los depósitos no puede ser considerada en el índice de probabilidad, a menos que toda la información disponible sobre los residuos que se evalúan esté tomada en verano sin lluvias recientes. La constatación de la existencia de tales eflorescencias, sin embargo, sí puede tener interés de cara a la evaluación de la severidad de las consecuencias.

3.3.2.2. Factores climáticos que condicionan el proceso de erosión eólica: factores de aridez (F_{AR}) y velocidad del viento (V_V)

Otro parámetro considerado en la ecuación de la erosión eólica (WEQ) es el **contenido de humedad de los residuos en superficie**. El nivel de humedad en depósitos de residuos mineros depende del tipo de material y se relaciona con su ubicación geográfica (nivel de precipitaciones) y con el tiempo que han permanecido inactivas. La erodibilidad de los residuos a la erosión del viento va a estar estrechamente relacionada con el contenido de humedad. Los suelos húmedos no se erosionan debido a la fuerza de atracción entre el agua y las partículas del suelo (adherencia) (Rostagno *et al.*, 2004). La humedad incrementa, por lo tanto, la cohesión entre partículas, lo que se conoce comúnmente como cohesión aparente, por lo que se necesitarán vientos más veloces y turbulentos para vencer dichas fuerzas de cohesión (Espinace *et al.*, 2006). El incremento de la aridez climática aumenta el tiempo durante el cual las superficies susceptibles de erosionarse se mantienen secas, y es por esto que la probabilidad de emisión de polvo es mayor en climas áridos y semiáridos (Blight, 2007).

El **índice de aridez de De Martonne (I_a)** ha sido aplicado en metodologías de análisis de riesgo en suelos contaminados (EEA, 2005) para evaluar el grado de humedad de los materiales y la probabilidad de que se movilicen las partículas generadoras de polvo, en

función del grado de aridez del clima, siendo la ecuación para el cálculo de dicho índice:

$$Ia = P/(T+10)$$

Donde:

- **Ia** = Índice de aridez de De Martonne
- **P** = Precipitación media anual en mm
- **T** = Temperatura media anual en °C

Este índice ha sido utilizado para distinguir en función de su valor distintas zonas climáticas (**Tabla 18**): hiperárida, árida, semiárida de tipo mediterráneo, subhúmeda, húmeda e hiperhúmeda.

Clasificación de zonas climáticas según el índice de aridez de De Martonne (Ia)	
Zonas climáticas	Valor de Ia
Desierto (Hiperárida o árida extrema)	0 – 5
Semidesierto (Árida o esteparia)	5 – 10
Semiárida de tipo mediterráneo	10 – 20
Sub-húmeda	20 – 30
Húmeda	30 – 60
Hiperhúmeda o per-húmeda	> 60

Tabla 18. Clasificación de las zonas climáticas en función del Índice de Aridez de De Martonne (Ia).

En función de los valores calculados o conocidos del índice de De Martonne para una determinada situación geográfica se definirá un factor denominado **factor de aridez (F_{AR})**, el cual pretende valorar el tiempo que los residuos están húmedos a lo largo del año, como un factor que incrementa o limita la erodibilidad, y por ende, la probabilidad de movilización del material expuesto en la superficie de los depósitos. Cuando el Índice de aridez de De Martonne de una estación próxima a la estructura sea inferior a 10 (climas áridos e hiperáridos) el valor asignado al factor será igual a 1, entendiendo que las características climáticas en la zona serán tales que durante la mayor parte del año los residuos estarán secos en superficie. Cuando el Índice de Aridez de De Martonne sea mayor de 60 (climas hiperhúmedos), se considerará que el factor de aridez

será cero o despreciable. Para la asignación de los valores del factor en cualquier otro caso, puede emplearse la gráfica de la **Figura 39**, es decir que F_{AR} se calcula mediante la fórmula $F_{AR} = -0,02 \times I_a + 1,2$ cuando $10 \leq I_a < 60$.

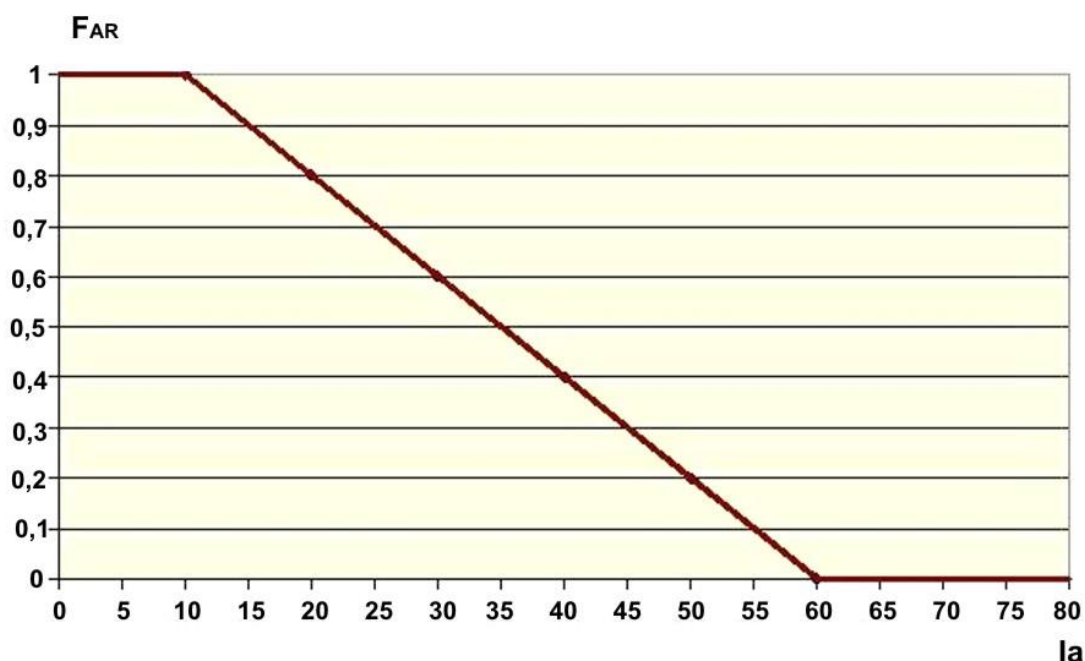


Figura 39. Gráfica que permite asignar valores del factor de aridez (F_{AR}) en función del índice de aridez de De Martonne (I_a).

Otra forma de asignar el valor del factor de aridez es mediante el número de meses secos, o longitud del período seco, calculados a partir de balances hídricos. No obstante, para el cálculo del índice de probabilidad de emisión de polvo se ha optado, en la presente metodología, por la aplicación del índice de De Martonne debido a la disponibilidad de información y a su fácil implementación; dicho índice constituye, además, una buena expresión de las condiciones de humedad dominantes a lo largo del año en una determinada zona geográfica y, por ende, de los depósitos mineros ubicados en ella. Los valores de los parámetros que intervienen en el mismo, precipitación (mm) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$) medias anuales, pueden obtenerse por la situación en el correspondiente mapa accesible vía web a través de la dirección <http://sig.marm.es/geoportal/>.

Otro criterio paramétrico climático que se contemplaba en la WEQ es la erosividad del viento, la cual viene dada por la velocidad, turbulencia y dirección prevaleciente del mismo. La capacidad de erosión y de transporte de partículas de la superficie del suelo

se incrementa con la velocidad del viento (Blight, 2007; Lian-You *et al.*, 2003). El poder erosivo de éste aumenta de forma exponencial con la velocidad (Ben Salem, 1991). La mayoría de los investigadores están de acuerdo en afirmar que la capacidad de transporte del aire en movimiento varía con el cubo de la velocidad cortante (Woodruff & Siddoway, 1965; Morgan, 1997). Estudios más recientes han mostrado que la pérdida de partículas por suspensión sigue una dependencia similar, si bien dicho patrón es mucho más débil en suelos protegidos por elementos no erosionables o por la presencia de costras (Cowherd, 2001). Existe, por lo tanto, una velocidad crítica o velocidad mínima para iniciar el proceso de erosión o movilización de las partículas de la superficie de los depósitos mineros. Esta velocidad crítica cortante varía en función de la granulometría, el contenido de humedad de los materiales y su grado de cohesión, en superficies de baja rugosidad sin ningún tipo de cobertura protectora. Bagnold (1941) identificó dos velocidades umbrales para iniciar el movimiento de las partículas: la estática o velocidad umbral del flujo correspondiente a la acción directa del viento y, la dinámica o velocidad umbral de impacto por el bombardeo del suelo por los granos, ya en movimiento. Los umbrales de impacto son, aproximadamente, el 80% del valor de las velocidades umbrales de flujo. La velocidad crítica cortante varía con el tamaño del grano del material siendo mínima, tal y como se ha señalado en párrafos anteriores, para partículas de 0,10 a 0,15 mm (arenas finas), incrementándose al aumentar el tamaño y peso de las partículas, o en el caso de los materiales más finos y de granulometría arcillosa al actuar las fuerzas de cohesión. Diversos estudios señalan que la velocidad umbral de flujo en suelos de textura arenosa o franco arenosa y baja rugosidad, se encuentran entre 5 y 7 m/s (18 y 25 km/h) (Wilson & Cooke, 1980; Fryrear & Saleh, 1993). Rostagno *et al.* (2004) ponen de relieve como las arenas finas y sueltas, esto es, la fracción más erosionable ante la acción eólica, sin protección alguna, pueden ser puestas en movimiento con vientos de intensidad inferior a 1 m/s.

De forma convencional y, según la conocida escala empírica de Beaufort relativa a la intensidad o fuerza de los vientos (**Tabla 19**), la generación de polvo se inicia a partir de vientos moderadamente fuertes (brisa moderada) o de fuerza 4, esto es, de intensidad superior a 5,4 m/s.

FUERZA	DENOMINACIÓN	VELOCIDAD DEL VIENTO		EFECTOS EN TIERRA
		m/s	km/h	
0	Calma	0-0.2	0-1	El humo asciende verticalmente.
1	Ventolina	0.3-1.5	1-5	El humo indica la dirección del viento.
2	Flojito (brisa muy débil)	1.6-3.3	6-11	El viento se nota en la cara. Las hojas de los árboles se mueven.
3	Flojo (brisa débil)	3.4-5.4	12-19	Se agitan las hojas de los árboles, ondulan las banderas.
4	Bonancible (brisa moderada)	5.5-7.9	20-28	Se levanta polvo y papeles; se agitan las copas de los árboles.
5	Fresquito (brisa fresca)	8-10.7	29-38	Pequeños movimientos de los árboles; superficie de los lagos ondulada.
6	Fresco (brisa fuerte)	10.8-13.8	39-49	Se mueven las ramas de los árboles; dificultad para mantener abierto el paraguas.
7	Frescachón (viento fuerte)	13.9-17.1	50-61	Se mueven los árboles grandes, dificultad para andar contra el viento.
8	Temporal (viento duro)	17.2-20.7	62-74	Se quiebran las copas de los árboles; circulación de personas dificultosa.
9	Temporal fuerte (muy duro)	20.8-24.4	75-88	Daños en árboles; imposible andar contra el viento.
10	Temporal duro (temporal)	24.5-28.4	89-102	Árboles arrancados; daños en la estructura de las construcciones.
11	Temporal muy duro (borrasca)	28.5-32.6	103-117	Estragos abundantes en construcciones, tejados y árboles.
12	Temporal huracanado (huracán)	> 32.6	> 117	Efectos catastróficos.

Tabla 19. Escala de Beaufort de la fuerza de los vientos.

La ecuación empírica para la estimación del factor de emisión de polvo fugitivo (descarga de material particulado a la atmósfera en una corriente de flujo no confinado) de la USEPA (AP-42: *Compilation of Air Pollutant Emission Factors*, 1983), empleada para evaluar la erosión eólica sobre pilas de acopios, considera también en el cálculo la frecuencia o porcentaje de días con vientos de intensidades superiores a 5,4 m/s en períodos de escasa pluviosidad o secos (precipitación < 0,254 mm). No obstante, Nicholson (1988) estableció que los vientos de intensidad superior a 3,1 m/s tienen suficiente capacidad para el transporte de material particulado en suspensión. En este sentido, los trabajos de *The Mineral Industry Research Organisation* (MIRO, 2011) muestran como el inicio de propagación de polvo mineral relacionado con la actividad extractiva ocurre por lo general a una velocidad de viento por encima de 3 m/s, aproximadamente. Un criterio parecido se ha aplicado en procedimientos de evaluación de impacto ambiental relacionados con la actividad minera y la gestión de residuos, en los que se han contemplado los riesgos asociados a la emisión de material particulado a

la atmósfera. En ellos se consideró que una frecuencia superior al 15% de los días secos en los que se alcanzara o superara la velocidad de 3 m/s en la dirección de la fuente contaminante entrañaba un riesgo muy alto para los posibles receptores.

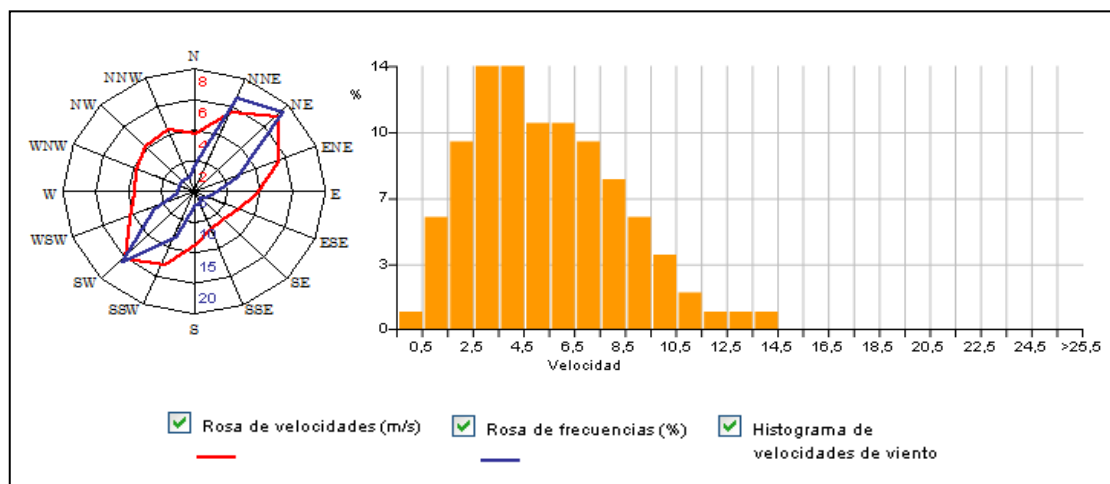


Figura 40. Rosas de velocidades (m/s) y frecuencias (%) e histograma de velocidades medidas en m/s de la Bahía de Portman (Murcia) obtenidos del Mapa Eólico Nacional (CENER).

Debido a la dificultad de disponer de una forma rápida y, poco costosa, de información relativa a la distribución de las frecuencias de velocidades y direcciones de los vientos en todo el ámbito nacional, y a pesar de introducir un mayor grado de incertidumbre, se ha optado por considerar únicamente la velocidad media anual (m/s) para la evaluación de la erosividad del viento, mediante el que se llamará **factor de velocidad del viento (Vv)**. Una velocidad media anual de 3 m/s supone que en buena parte de los días del año se supera dicha cifra. El Mapa Eólico Nacional desarrollado por el Centro Nacional de Energías Renovables (CENER), al que se puede acceder vía web (<http://www.globalwindmap.com/VisorCENER/>), proporciona la velocidad media anual del viento, a una altura de 10 m, en todo el ámbito peninsular y balear. En algunos puntos, además, dicha herramienta cartográfica ofrece información gráfica de rosas de los vientos (distribución de velocidades y de frecuencias de direcciones) e histogramas de distribución de velocidades de viento por rangos (%) (**Figura 40**). Puede verse en el ejemplo de la figura que la velocidad supera el valor de 3 m/s en aproximadamente un 75% de los días.

Los criterios de valoración que se proponen para el que se ha denominado **factor de velocidad del viento** aparecen recogidos en la **Figura 41**. En ella se estima que la probabilidad de que exista una alta incidencia de vientos erosivos es máxima con

velocidades medias iguales o superiores a 3 m/s. Para valores de la velocidad media (V_m) inferiores a 3m/s, el factor V_v se calcula mediante la expresión: $V_v = V_m \times 1/3$.

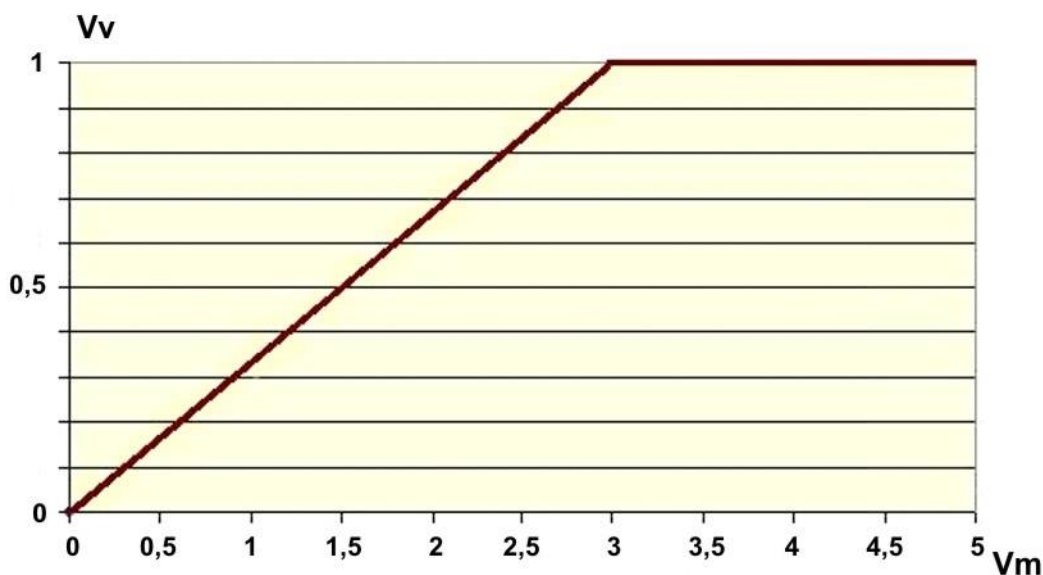


Figura 41. Gráfica que permite asignar valores del factor velocidad del viento (V_v) en función de la velocidad media del viento (V_m) en una estación cercana.

3.3.2.3. Superficie expuesta de los depósitos mineros a la acción del viento: factor superficial (F_s)

Como se recordará, la función paramétrica de la erosión eólica (WEQ), contemplaba también la superficie expuesta y orientada en la misma dirección que los vientos dominantes (la intensidad de la erosión se incrementa en función de la longitud o distancia efectiva recorrida por el viento). Con un criterio simplificador se ha considerado que cuánto mayor sea la superficie expuesta con materiales erosionables a la acción eólica, mayor probabilidad de emisión y dispersión de material particulado contaminante. SERNAGEOMIN-BGR (2008) realiza una clasificación de las fuentes emisoras mineras de polvo fugitivo en función de la superficie y área de influencia o de dispersión potencial de éste, distinguiendo:

- Fuentes emisoras de gran extensión (más de 10 ha de superficie) que pueden afectar a zonas situadas a más de 5 km de distancia
- Fuentes de tamaño intermedio (0,5-10 ha) que tienen efectos más locales, con un área de influencia entre 1 y 5 km.

- Fuentes pequeñas (<0,5 ha) que no deberían ser capaces de emitir polvo a más de 1 km de distancia.

La **superficie expuesta** (S_{EX}) se formula como la agregación de la superficie total de taludes y/o diques (S_T) y plataformas o vasos (S_P), respectivamente.

$$S_{EX} = S_T + S_P.$$

Donde,

S_{EX} = Superficie total expuesta u ocupada por el depósito minero.

S_T = Superficie total expuesta en taludes y/o diques calculada según la siguiente ecuación:

$$S_T = \sum_{i=1}^n \frac{S_{Ti}}{\cos(\theta)_{Ti}}$$

Donde,

S_{Ti} = Superficie de cada talud o dique medida en planta presentes en el depósito minero.

θ_{Ti} = Ángulo de cada talud o dique presente en la estructura.

S_P = Superficie total expuesta en plataformas o vasos, o superficies llanas, según la siguiente fórmula:

$$S_P = \sum_{i=1}^n S_{Pi}$$

Donde,

S_{Pi} = Superficie de cada plataforma o vaso medida en planta presentes en el depósito minero.

Una vez que se conoce la superficie total expuesta de un determinado depósito es posible asignar un valor denominado **factor superficial** (F_S), el cual se extrae de la gráfica de la **Figura 42**. La mayoría de las estructuras de almacenamiento de residuos mineros en España, serían calificadas de tamaño intermedio según la clasificación de SERNAGEOMIN-BGR (2008); por todo ello, y teniendo en consideración la casuística española, se considera que la valoración del factor F_S es máxima cuando se alcanzan o superan las 2 ha, es decir $F_S=1$ para $S_{EX} \geq 2ha$, y $F_S = S_{EX} \times 1/2$, cuando $S_{EX} < 2ha$.

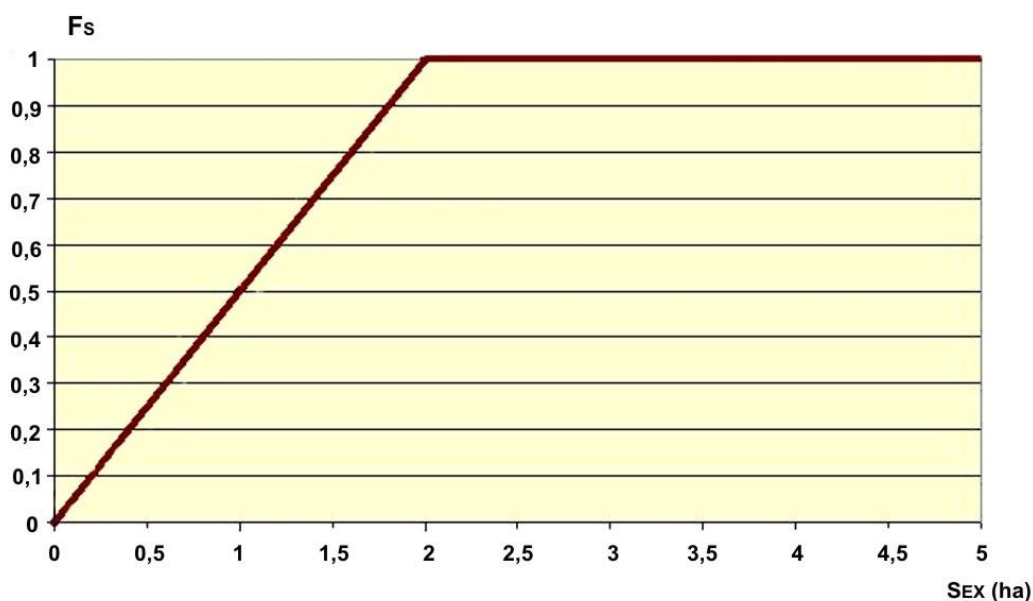


Figura 42. Gráfica que permite asignar valores del factor superficial (F_s) en función de la superficie expuesta, medida en hectáreas, para un depósito de residuos mineros.

3.3.2.4. Grado de protección de la superficie del depósito frente a la erosión: factor de desprotección (F_{DS})

Por último, la WEQ contempla la existencia o no de una cobertura vegetal o de protección equivalente del suelo, por lo que en la metodología que se propone se valora también el factor que representa dicho aspecto, incluyendo la presencia de cualquier otro tipo de cobertura o tratamiento superficial protector.

La erosión eólica decrece exponencialmente con el incremento de la cobertura vegetal (Shi *et al.*, 2002). El suelo es casi inmune a la acción del viento cuando se encuentra completamente protegido por un manto vegetal (Hudson, 1982). Una de las principales causas de erosión eólica en regiones de climas áridos o semiáridos es la disminución o ausencia de éste. La falta o ineficacia de las prácticas de restauración realizadas y el estrés derivado de unas condiciones extremas climáticas y/o edáficas, junto con la presencia de elementos tóxicos, favorecen la ausencia o escasa cobertura vegetal en muchos depósitos mineros abandonados. La vegetación actúa como una capa protectora puesto que los componentes aéreos (hojas y tallos) absorben parte de la energía del viento, reduciendo la velocidad y capacidad erosiva de éste. Por otro lado, los sistemas

radiculares incrementan la resistencia mecánica de los materiales; al proporcionar materia orgánica al suelo, que dependiendo del grado de descomposición, incrementa la agregación de las partículas, aumenta su resistencia a la erosión y ayuda a conservar la humedad del suelo. El efecto protector de la vegetación de la capa superficial de las estructuras de almacenamiento de residuos mineros, dependerá principalmente de la altura y densidad de ésta. Arocena *et al.*, (1996) inciden también en la importancia de la vegetación como método de control de la erosión eólica; dichos autores pusieron en evidencia cómo en el entorno del embalse de Williston en las Montañas Rocosas (Columbia Británica), que se veía fuertemente afectado por tormentas de polvo, con tan sólo un 30% de cobertura vegetal, la pérdida de suelo por erosión eólica se reducía en un 80%, y en un 96% con una cobertura vegetal del 60%. Wasson & Nanninga (1986) y Huang *et al.*, 2001 desarrollaron un modelo que establecía una relación cuantitativa entre cobertura vegetal y el flujo de transporte de arenas: apoyados también en observaciones de campo y considerando diferentes condiciones y velocidades del viento, estimaron que cuando la vegetación alcanza una cobertura entre 40-50% la erosión eólica experimentaba una reducción efectiva hasta un nivel tolerable.

Los tratamientos superficiales con estabilizantes químicos o mecánicos o la disposición sobre la superficie de los depósitos, y muy especialmente sobre los taludes, de una capa de piedras o fragmentos de roca, suelo compactado, etc., junto con la fitoestabilización y la implantación de una cobertura de vegetación arbórea, arbustiva o herbácea, o inclusive la simple presencia de una capa de mulch, reducen considerablemente las pérdidas de material particulado por erosión, proporcionando una mayor resistencia a la acción eólica o favoreciendo la disipación de la energía del viento o erosividad de éste (Blight, 1981; Espinace *et al.*, 2006). La presencia de costras superficiales de oxidación o la presencia de algún tipo de cementación entre partículas que proporcione cohesión a los materiales contribuye también a limitar la emisión de polvo. En la **Tabla 20** se puede observar la reducción de las tasas de erosión en taludes de presas de lodos auríferos en Sudáfrica, en función de la existencia o no de algún tipo de cobertura protectora. Los datos sugieren claramente que los taludes protegidos, aunque sea por un manto de herbáceas, consigue reducir en más de un 80% las pérdidas de material con respecto a aquellos otros que se encontraban completamente desprotegidos.

Tratamiento	Tasa de erosión (t/ha/año)	% de erosión con respecto a la tasa de erosión en taludes desprotegidos (= 100)
Desprotegidos	1000	100
Cubierta vegetal de hierbas (hidrosiembra)	160	16
Cubierta vegetal con tepes de hierba	45	4,5
Capa de 10 cm de piedras (diámetro =5 cm)	35	3,5
Capa de 30 cm con estériles de mina (diámetro < 20cm)	12	1,2
Capa de 30 cm con residuos finos de roca (de molienda)	85	8,5
Capa de 30 cm con residuos finos de roca sobre geofábrica	15	1,5

Tabla 20. Ratio de erosión en taludes de presas de lodos auríferos de Sudáfrica con o sin tratamientos superficiales de protección contra la erosión eólica (Blight, 2008).

Cuando existen medidas relativamente elaboradas, lo normal es que se combinen con siembras o plantaciones y que respondan a un proyecto. En tal caso, el depósito en cuestión puede dejar de ser calificado como “abandonado” y muy posiblemente exista un capítulo dedicado a la vigilancia y control de las medidas tomadas. Sin embargo, lo normal en depósitos de residuos abandonados es que como mucho se hayan visto sometidos a prácticas de defensa parciales: tapado con suelos u otros materiales terrosos, tapado con residuos de demolición o estériles mineros, en ambos casos pretratados o no con un método de fraccionamiento. La mayoría de las veces, estas operaciones de tapado son incompletas, reservadas precisamente a limitar los efectos indeseables sobre la población o destinadas a que puedan recibir visitantes. A veces se complementan con siembras y plantaciones o surge una vegetación espontánea.

La combinación de la cubierta en su conjunto puede ser evaluada en términos de porcentaje sobre el total, integrando para establecer dicho porcentaje la superficie correspondiente a los taludes. De este modo puede establecerse una valoración del nivel de protección o desprotección frente a la erosión que se denominará **factor de desprotección (F_{DS})**, llamado así por alcanzar su máximo valor con el terreno completamente desprotegido y que será aplicado siempre que la superficie desprotegida no supere 2 ha. En la **Tabla 21** se especifican los criterios de valoración de dicho factor, conjugando la proporción cubierta por un material extendido sobre la superficie a la que se sumará la que ocupe la vegetación a ras del suelo o medida en planta. La vegetación de tipo leñoso puede no estar cubriendo el suelo al ras, pero sin embargo tiene un efecto sobre la

disminución de la velocidad del viento, por lo que la cobertura de la proyección de las copas se considera equivalente a la protección por cubrición pegada al suelo. También se incluye entre la superficie considerada protegida aquella que se encuentra cubierta de costras duras de oxidación (entendidas como aquellas que sólo pueden ser rotas con instrumentos cortopunzantes), así como la superficie ocupada por láminas de agua permanente en las lagunas de decantación de balsas o presas de residuos mineros.

Valoración de la cobertura o protección frente a la erosión	
Criterio de valoración	Valor de F_{DS}
Superficies desprotegidas, sin cubierta vegetal y sin encostramiento superficial	1
< 20% de cobertura vegetal y/o tratamiento protector o encostramientos superficiales	0,8
20–40% de cobertura vegetal y/o tratamiento protector o encostramientos superficiales	0,6
>40–60% de cobertura vegetal y/o tratamiento protector o encostramientos superficiales	0,4
>60–80% de cobertura vegetal y/o tratamiento protector o encostramientos superficiales	0,2
> 80% de cobertura vegetal y/o tratamiento protector o encostramientos superficiales	0

Tabla 21. Valoración del factor de desprotección (F_{DS}) frente a la erosión eólica.

3.3.2.5. Cálculo del índice de probabilidad de la movilización de material particulado por acción del viento $I_P(C3)$

Como conclusión, la probabilidad de ocurrencia de la movilización de material particulado por acción del viento en cada estructura de almacenamiento de residuos mineros $I_P(C3)$ se obtendrá de la aplicación de la siguiente ecuación:

$$I_P(C3) = E_e \times F_{AR} \times V_V \times F_S \times F_{DS}$$

Donde:

- E_e es la erodibilidad eólica, dependiente de las características de los residuos.
- F_{AR} es el factor de aridez del clima, que condiciona el tiempo que están secos los residuos a lo largo del año.
- V_V es el factor de velocidad del viento.

- F_S es el factor superficial del depósito, que depende de la superficie total expuesta del depósito.

- F_{DS} es el grado de falta de cobertura vegetal u otro tipo de protección de la superficie del depósito (incluidas las superficies con presencia de costras superficiales o láminas de agua permanentes).

El valor obtenido de aplicar la fórmula anterior da resultados comprendidos entre cero y cinco, permitiendo que los valores resultantes se mantengan dentro de la escala propuesta para los índices de probabilidad fijados en el apartado **2.3**.

3.3.3. Índice de severidad de la movilización de material particulado por acción del viento: $I_S(C3)$

3.3.3.1. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados de la movilización de material particulado por acción del viento $I_S(C3PO)$

La severidad de los daños derivados de la movilización de material particulado (PM) de la superficie de depósitos de residuos mineros abandonados, es función de: la cantidad, composición, tamaño y toxicidad de las partículas a las que se encuentran expuestos los receptores potenciales; el tiempo de exposición, y la vulnerabilidad de los receptores expuestos (población, ecosistemas y actividades económicas). La gravedad de los daños puede expresarse como una combinación de los factores **exposición**, o contacto del receptor con una cierta cantidad o concentración de polvo minero durante un determinado período de tiempo, y **vulnerabilidad**, que responde a características propias e inherentes a cada uno de los receptores. Conceptualmente existen claras diferencias entre los términos exposición y concentración: altas concentraciones de polvo no significan necesariamente una alta exposición pues es necesario además que el receptor se encuentre expuesto a dichas concentraciones durante un período mínimo de tiempo, siendo la exposición mayor cuanto más prolongado sea éste. Otro concepto que no debiera confundirse con los anteriores términos, es el de dosis, el cual hace referencia a la cantidad de partículas que entran en contacto con el receptor y que, por lo tanto, va a depender no solo de los distintos factores que determinan la exposición, sino

también de las características y condicionantes específicos de cada receptor, esto es, de su vulnerabilidad.

La mayoría de las investigaciones sobre material particulado se centran en los efectos que la inhalación de partículas puede provocar sobre la salud de las personas, sin olvidar que existen otras rutas de exposición al polvo de origen minero que incluye la ingestión de partículas, la absorción a través de la piel y la exposición ocular. Se ha observado cómo exposiciones agudas a concentraciones de polvo consideradas molestas pueden provocar irritaciones en la piel y en los ojos (WHO, 2006a). En un escenario de riesgo por inhalación de material particulado movilizado por la acción del viento, interesa especialmente el polvo fino y las partículas de menos de 10 μm de diámetro (PM_{10}), por lo que suele ser un índice habitual de medida de la calidad del aire (Pope, 1989; Pope *et al.*, 1991; Hall *et al.*, 1992). La fracción habitualmente reconocida como limo fino y arcilla de suelos y residuos mineros se encuentran dentro del rango PM_{10} . Asimismo, el tamaño, densidad y forma de las partículas movilizadas juegan un papel fundamental al ejercer un fuerte control sobre:

- La proporción de material suspendido y el tiempo de permanencia en suspensión, esto es, en los patrones de transporte aéreo y dispersión. Las partículas menores de 100 μm de diámetro tienen una menor velocidad de caída terminal que la componente vertical del viento turbulento fluctuante, por lo que estas partículas pueden ser transportadas en suspensión y viajar largas distancias en la dirección del viento, incrementando la zona de exposición y el número potencial de receptores.
- La probabilidad de inhalación, grado de penetración y patrón de deposición en el sistema respiratorio (Fourie, 2007). La norma UNE (EN 12341, 1999) considera *inhalable* el conjunto de partículas que pueden penetrar en el sistema respiratorio a través de la nariz y la boca, con tamaño inferior a 30 μm (PM_{30}).

Por otro lado, la minería es una fuente importante de emisión de metales a la atmósfera en forma de partículas (Nriagu & Pacyna, 1988; Nriagu, 1989), y existen evidencias de que los metales solubles pueden ser una importante causa de toxicidad por exposición al material particulado (WHO, 2003).

El material particulado puede ser clasificado en función del tamaño y capacidad de

penetración en el aparato respiratorio humano, esto es, en clave epidemiológica y de acuerdo con la Norma UNE (EN 12341, 1999), en:

- Partículas finas, que se corresponde con el material particulado con un diámetro aerodinámico menor de $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$); se considera la fracción respirable capaz de penetrar en la región alveolar o de intercambio gaseoso.
- Partículas gruesas que presentan un diámetro aerodinámico entre $2,5 \mu\text{m}$ y $10 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{10}\text{-PM}_{2,5}$), también denominada fracción inhalable traqueobronquial. Las partículas inferiores a $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}) o fracción inhalable torácica, y en especial las $\text{PM}_{2,5}$ o fracción alveolar, constituyen el material particulado que entraña un mayor riesgo para la salud de las personas.
- La fracción inhalable extratorácica presenta un diámetro aerodinámico superior a $10 \mu\text{m}$, quedando retenida por lo general en las vías superiores del aparato respiratorio (cavidades nasales, faringe y laringe); estas partículas de mayor tamaño son exhaladas o bien ingeridas. Tal y como se ha señalado anteriormente, dicha norma considera inhalable la fracción inferior a $30 \mu\text{m}$ (PM_{30}) por lo que el material particulado con diámetros superiores a dicho tamaño, no parece ser significativo en un escenario de riesgo por inhalación de partículas contaminantes siendo más probable, en este caso, la vía de exposición por ingestión o contacto directo.

Estudios epidemiológicos han puesto de relieve los efectos adversos del material particulado sobre las poblaciones expuestas (Schwartz, 1996; Dockery & Pope, 1996; Brunekreef & Forsberg, 2005; Viana, 2003). Investigaciones recientes han mostrado que las partículas finas ($\text{PM}_{2,5}$) tienen un impacto mayor sobre la salud de las personas en términos de mortalidad, por razones cardiovasculares y respiratorias, que las partículas gruesas ($\text{PM}_{10}\text{-PM}_{2,5}$) (WHO, 2004, 2006). Brunekreef & Forsberg (2005) han demostrado que el incremento de la mortalidad y la reducción de la esperanza de vida estaba más relacionada con exposiciones a largo plazo de la población a material particulado fino ($\text{PM}_{2,5}$), que por exposición a partículas gruesas de polvo. Estas últimas parecen incidir más sobre el incremento de enfermedades pulmonares obstructivas, asma y el aumento de las estancias hospitalarias por afecciones respiratorias. El polvo emitido por los residuos mineros, y por la actividad extractiva en general, está integrado en un gran porcentaje por material particulado de tamaños aerodinámicos entre $10 \mu\text{m}$ y $2,5 \mu\text{m}$ o fracción gruesa (WHO, 2003; WHO, 2006a), y superior a $10 \mu\text{m}$ ($>\text{PM}_{10}$)

(Higueras *et al.*, 1/2/2012, www.uclm.es/users/higueras/mam/Mineria_Toxicidad4.htm). Zota *et al.*, (2009; 2011) comprobaron cómo en una zona afectada por minería de plomo y zinc en Oklahoma (EEUU), el material particulado procedente de depósitos de residuos mineros representó aproximadamente un 40% del total de masa de la fracción gruesa que fue captada en las zonas residenciales próximas a dichas estructuras. En ese mismo estudio, se observó también una mayor abundancia de partículas procedentes de los residuos mineros en la fracción PM₁₀-PM_{2,5} en comparación con la fracción fina o PM_{2,5}. Moreno *et al.* (2007) señalan que algunos elementos ambientalmente peligrosos (como el As) pueden incrementar su concentración en el material particulado PM₁₀ procedente de la resuspensión de residuos mineros finos.

El valor de Partículas Suspendidas Totales (PST), que expresa el total de partículas suspendidas en el aire, ha sido un parámetro clásico de evaluación de la contaminación del aire por material particulado. La concentración de las partículas se suele expresar como la masa total de las mismas en un volumen dado de gas, siendo la unidad más usada microgramos por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Recientes investigaciones han puesto de relieve, tal y como se ha señalado anteriormente, el fuerte impacto sobre la salud de las partículas inferiores a 10 μm y 2,5 μm ; esta mejora en el conocimiento ha promovido el establecimiento de niveles normativos límite de calidad del aire en función de estos tamaños aerodinámicos de material particulado, que han sido recogidos en la legislación europea por las Directivas 1999/30/CE y 2008/50/CE. La transposición de las mismas a la normativa española se ha realizado a través del Real Decreto 102/2011 de 28 de enero, en el que se establecen los niveles o valores límites que se muestran en las **Tablas 22 y 23**.

Período de promedio	Valor límite
24 horas	50 $\mu\text{m}/\text{m}^3$ que no podrán superarse en más de 35 ocasiones por año
1 año civil	40 $\mu\text{m}/\text{m}^3$

Tabla 22. Valores límite de concentración de PM₁₀.

Período de promedio	Valor límite	Margen de tolerancia por encima del valor límite a alcanzar	Fecha en que debe alcanzarse el valor límite
Fase I: 1 año civil	25 $\mu\text{m}/\text{m}^3$	5 $\mu\text{m}/\text{m}^3$ en 2008 4 $\mu\text{m}/\text{m}^3$ en 2009 y 2010 3 $\mu\text{m}/\text{m}^3$ en 2011 2 $\mu\text{m}/\text{m}^3$ en 2012 1 $\mu\text{m}/\text{m}^3$ en 2013 y 2014	1 de enero de 2015
Fase II: 1 año civil ⁽¹⁾	20 $\mu\text{m}/\text{m}^3$		1 de enero de 2020

Tabla 23. Valores límite de concentración de $\text{PM}_{2,5}$ ⁽¹⁾ Deberá ratificarse como valor límite en 2013 a la luz de una mayor información acerca de los efectos sobre la salud y el medio ambiente, la viabilidad técnica y la experiencia obtenida con el valor objetivo en los Estados miembros de la Unión Europea.

Estudios de captación de material particulado permitirían conocer si se superan los valores límites establecidos por la normativa para dichas fracciones y en que magnitud, y posibilitarían además la determinación de su composición química y toxicidad. Dada la naturaleza preliminar del análisis de riesgo que se propone, no es posible plantear dicho tipo de estudios en la zona de influencia de los depósitos de residuos mineros que son objeto de evaluación.

Por otro lado, la composición química del material particulado y, sobre todo, la presencia en la mezcla de componentes altamente tóxicos y solubles incrementa su potencial de daño. Los mecanismos a través de los cuales el polvo ejerce un efecto perjudicial sobre la salud de las personas son diversos:

- La presencia de partículas “inertes” o de naturaleza no tóxica puede generar una respuesta inflamatoria e interferir en los mecanismos de defensa y limpieza del tracto respiratorio, dificultando la eliminación de otras partículas más nocivas. Su acumulación en los pulmones provoca, después de una exposición prolongada, una reacción de sobrecarga pulmonar y una disminución de la capacidad respiratoria, consecuencia de la obstaculización de la difusión del oxígeno a través de la membrana pulmonar. Este proceso puede derivar en el desarrollo de diferentes patologías respiratorias, entre ellas, las denominadas neumoconiosis que son debidas a la acumulación de polvo en los pulmones y a la reacción tisular patológica ante su presencia, siendo las más destacables: la silicosis por inhalación de sílice libre

(SiO₂), la asbestosis debido a silicatos como los asbestos (anfíboles fibrosos y crisotilo) que puede derivar en cáncer de pulmón o mesotelioma y neumoconiosis de los mineros del carbón. Otras formas de neumoconiosis pueden deberse a la inhalación de silicatos como caolín (caolinosis), talco (talcosis), sepiolita, zeolitas, etc., e inclusive algunos metales como berilio (beriliosis), bario (baritosis) y óxidos de hierro (siderosis) entre otros. El desarrollo de este tipo de patologías exige una alta exposición a elevadas concentraciones de polvo mineral durante un largo período de tiempo, por lo que son de marcado carácter profesional.

- El material particulado podría ejercer de medio de transporte de otras sustancias tóxicas o irritantes a través de procesos de fijación.
- La inhalación de partículas intrínsecamente tóxicas, tal es el caso de los metales pesados, pueden dar lugar a intoxicaciones agudas o crónicas y daños sistémicos. En este caso, la solubilidad es un factor determinante en la biodisponibilidad de estos elementos tóxicos potenciales (Williamson *et al.*, 2004 citado en Fourier, 2007). En la **Tabla 24** se recogen los principales efectos que determinados metales, en concentraciones elevadas, pueden provocar sobre la salud de las personas a través de la inhalación de PM.

Con un criterio conservador, al igual que el adoptado por los estándares normativos europeos de calidad del aire sobre material particulado, se puede asumir que todo el material particulado en suspensión procedente de residuos mineros de un determinado tamaño aerodinámico tiene el mismo potencial de causar efectos adversos sobre la salud humana y los ecosistemas, independientemente de su composición química y toxicidad. Sin embargo, como los niveles críticos de toxicidad presentan una alta variabilidad entre los distintos componentes y en función de los receptores expuestos, es posible reducir el nivel de incertidumbre a través de un conocimiento de la composición química de la mezcla. Para ello, caben varias opciones:

- La caracterización y determinación de los componentes presentes en los residuos mineros, suponiendo que dicha composición se asemejará a la del polvo fugitivo generado en los mismos por la acción del viento.
- La determinación de los metales presentes en la fracción igual e inferior a 75 µm, la cual es susceptible de entrar en suspensión por la acción del viento.

Metal	Tumor Type	Cancer											Non cancer										
		Respiratory	Cardiovascular	Gastrointestinal	Hematological	Immune	Musculoskeletal	Hepatic	Renal	Dermal	Ocular	Neurological	Reproductive	Developmental									
Antimony		A, S, C	A, S, C	C					A, C		A, C ¹												
Arsenic	Lung	A	C							A		A, C	A	A, C									
Barium		C	C	C			C																
Beryllium	Lung	C	C					C	C														
Bismuth	Elevated total cancer risk			C			C			C													
Cadmium	Lung, trachea, bronchus	A, C							C														
Cerium		C																					
Cesium			C ²	C ²																			
Chromium	Lung, nasal	S, C																					
Cobalt	Lung	C, S	C								C												
Copper		A, C																					
Gallium					U						U												
Iron		C																					
Lanthanum																							
Lead			C	C								C	C	C									
Lithium		U		U					U			U											
Manganese		C										S, C	C										
Mercury												A, S, C	A										
Molybdenum				U	U						U						U						
Nickel	Lung, nasal	A, C				C																	
Niobium																							
Phosphorus				U	U																		
Rubidium																							

Metal	Tumor Type	Cancer											Non cancer										
		Respiratory	Cardiovascular	Gastrointestinal	Hematological	Immune	Musculoskeletal	Hepatic	Renal	Dermal	Ocular	Neurological	Reproductive	Developmental									
Scandium																							
Silver		C		C					C														
Strontium						C ³																	
Thallium							C					C											
Thorium	Elevated total cancer risk			C																			
Titanium		U																					
Uranium	Elevated total cancer risk								S, C														
Vanadium ⁴	Alveolar, bronchiolar	A, S, C									A												
Yttrium		U						U			U												
Zinc		A																					
PM10		A, C	A																				
PM2.5		A, C	A, C																				

A = Acute (1 hour to 14 days of exposure), S= Subchronic (14 to 364 days of exposure, or repeated 8-hour exposures), C= Chronic (Over one year of exposure), U= Uncertain (See notes to Hazard ID table for specifics of these exposure types. Subchronic exposures include both 8-hour RELs and Intermediate MRLs)

Bold entries are for the critical effect. Generally, this also means a toxicity value was obtained for the listed endpoint.

Notes:

¹ Ocular irritation reported in humans following exposure to airborne antimony. This could be due to exposure through the dermal route, rather than the inhalation route (ATSDR Toxicological Profile for Antimony: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp23.html>).

² Based on select human case studies.

³ For Radiostrontium, ⁹⁰Sr.

⁴ For Vanadium Pentoxide.

Tabla 24. Efectos sobre la salud de diversos metales vía inhalación a exposiciones agudas, subcrónicas y crónicas (Department of the Interior Bureau of Reclamation – Pacific Northwest Regional Office, 2009).

Ambas opciones, son sencillas de realizar. El análisis elemental puede realizarse mediante espectrómetros portátiles de fluorescencia de rayos X (XRF). En el último caso, se reduce significativamente el grado de incertidumbre al acotar el análisis a la fracción con mayor susceptibilidad de generar polvo.

La toxicidad del material particulado, en un escenario de riesgo por inhalación, presenta algunas características específicas que deben ser consideradas a la hora de evaluar la severidad de los daños. Tal y como se ha señalado en párrafos anteriores, las partículas inertes y altamente insolubles no son inocuas sino que por el contrario, y en función de la cantidad y tiempo de exposición, pueden generar efectos adversos sobre la salud. Igualmente, la presencia de metales pesados incrementará la toxicidad y el probable daño. No se considera en la evaluación el efecto sinérgico o antagónico que pueda derivarse de la exposición simultánea a dos o más elementos tóxicos. La toxicidad se incorpora al índice de severidad como un factor amplificador del daño, multiplicando el mismo por 1 en caso de material particulado “inerte” hasta un valor máximo de 1,05 cuando la toxicidad sea considerada muy alta o se superen las concentraciones, en caso de conocerse, establecidas por las normativas de calidad del aire europeas y/o nacionales para uno o más elementos. La actual Directiva Europea de Calidad del Aire (1999/30/CE) establece un valor límite para el Pb de 500 ng/m³ y valores objetivo anuales de 20 ng/m³ para Ni, 6 ng/m³ para As y 5 ng/m³ para Cd, debido al elevado grado de toxicidad de estos elementos (Pb: neurotóxico; Ni: cancerígeno; As: tóxico y cancerígeno; Cd: tóxico y cancerígeno).

La exposición está relacionada con las concentraciones de material particulado al que se encuentran expuestos los receptores potenciales. Las concentraciones de material particulado decrecen con la distancia a los depósitos de residuos mineros debido a procesos de dilución y dispersión. Teper (2009) encuentra que la composición y la cantidad de partículas procedentes de presas mineras es prácticamente idéntica en muestras tomadas sobre ramas de pino situadas a pie de presa y a 500 m de distancia. La mayor parte del polvo mineral generado por la actividad extractiva presenta un tamaño superior a 30 µm (Jia & Huang, 2088), esta fracción de material no inhalable tiende a depositarse en un radio de 100 metros respecto a la fuente emisora; las partículas de polvo intermedio entre 10 y 30 µm suelen depositarse a unos 200-500m de la fuente emisora. Sin embargo, las partículas menores de 10 µm pueden alcanzar más de 1 km de

distancia (Office of the Deputy Prime Minister, 2003). En algunas metodologías orientadas a la evaluación de suelos contaminados (PRA_MS; NCSCS) se ha considerado en el análisis de riesgo un radio de influencia en torno a 5 km (EEA, 2005; CCME, 2008). La metodología propuesta por SERNAGEOMIN-BGR (2008) para la evaluación del riesgo derivado de pasivos mineros distingue dos rangos de distancias de exposición a material particulado: de menos de 1 km, y entre 1 y 3 km. GDACE (2002) establece la distancia óptima al foco emisor de 1 km, por considerar que a partir de la misma el polvo procedente de los depósitos de residuos mineros no se distingue del ambiental. Este mismo organismo señala una distancia de amortiguación respecto al polvo de 500 m como aceptable en el peor de los casos. Zota *et al.*, 2011, encontraron en una zona contaminada por minería en Oklahoma (EEUU) que las viviendas localizadas en el área de influencia de uno o varios depósitos de residuos, en un radio de 500 m, tenían concentraciones significativamente más altas de Zn, Cd y As con respecto a otras residencias localizadas a mayor distancia. Asimismo, el Estado de Victoria en Australia (Victoria-EPA, 1990) recomienda distancias de seguridad para una amplia gama de fuentes industriales emisoras de polvo, y que suelen oscilar entre 200 y 500 metros. Las distancias recomendadas por dicho estado se basan en el supuesto de que se están aplicando buenas prácticas de control de la contaminación, por lo que en ausencia de controles, como ocurre en depósitos de residuos mineros no recubiertos ni revegetados, se requerirían distancias de separación mayores.

La determinación del grado de exposición al material particulado, teniendo en consideración el conocimiento empírico expuesto anteriormente, se ha realizado a partir de un modelo teórico y cualitativo de distribución de las concentraciones de polvo como función de la distancia a la fuente contaminante, y de la dirección predominante de los vientos (cuando se disponga de esta última información). En el caso de no conocerse la frecuencia de las direcciones en las que sopla el viento, los rangos de distancia se corresponderían con los radios de diferentes franjas de amortiguamiento o zonas en torno a los depósitos mineros con distintas concentraciones de material particulado. Se asume, por lo tanto, un criterio conservador al aceptar la posibilidad de incluir un área de exposición que con cierta probabilidad no se encuentre en la dirección de dispersión predominante del polvo fugitivo movilizado por la acción eólica. En la **Figura 43** se muestra un método de valoración del **factor de exposición** al material particulado (F_{PM}) en función de la distancia, que varía de modo diferente en función de los valores

considerados: inferiores o iguales a 100 m, entre 100 y 1000 m, entre 1000 y 3000 m, y mayores de 3000 m. Es decir, $F_{PM}=1$ para $D \leq 100$; $F_{PM} = (1000-D) \times 1/1500$, para $100 < D \leq 1000$; $F_{PM} = 0,6 - 0,0002D$, para $1000 < D \leq 3000$, y $F_{PM}=0$, para $D > 3000$.

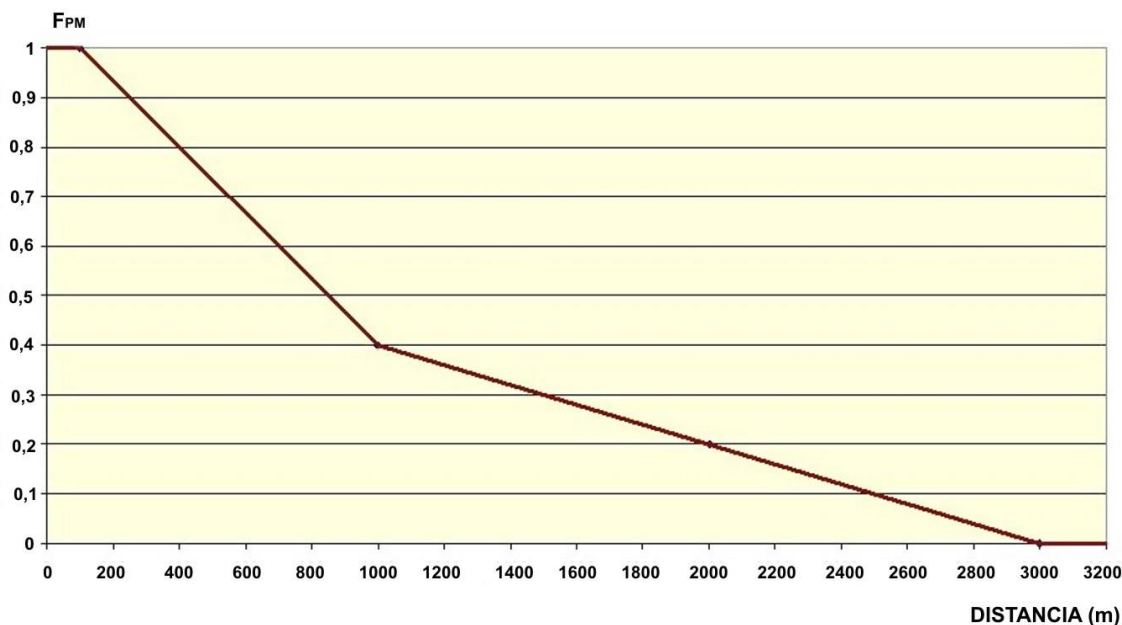


Figura 43. Valoración del factor de exposición (F_{PM}) a concentraciones de polvo en función de la distancia al foco emisor.

El tiempo de exposición contribuye a aumentar la severidad de las consecuencias. Desde el punto de vista de la salud pública, tienen una mayor significación los efectos de exposiciones al polvo crónicas o de larga duración, como consecuencia de un incremento de la mortalidad por enfermedades cardiorrespiratorias y cáncer de pulmón (WHO, 2003, 2004), lo que da lugar a una reducción de la esperanza de vida. En la **Tabla 25** se muestra el impacto del PM sobre la salud de las personas en función del tiempo de exposición según la Organización Mundial de la Salud.

EXPOSICIÓN CORTO TIEMPO	EXPOSICIÓN LARGO TIEMPO
Reacciones inflamatorias de los pulmones Síntomas respiratorios. Efectos adversos sobre el sistema cardiovascular. Incremento en el uso de medicamentos Incremento de estancias hospitalarias. Incremento de la mortalidad	Aumento de síntomas respiratorios menores. Reducción de la función pulmonar en niños. Incremento de la enfermedad pulmonar obstructiva crónica. Reducción de la función pulmonar en los adultos. Reducción de la esperanza de vida, debido principalmente a la mortalidad cardiopulmonar e incremento de la probabilidad de padecer cáncer de pulmón.

Tabla 25. Efectos sobre la salud por exposición a material particulado (WHO, 2004, 2006)

Hay que señalar, no obstante, los efectos adversos relacionados con episodios agudos, esto es, de exposición a concentraciones muy elevadas de PM en un período corto de tiempo. Ambos tipos de exposiciones, agudas y crónicas, conllevan aumentos en los ingresos hospitalarios por enfermedades respiratorias y cardiovasculares, siendo éstas las principales causas de los incrementos en la mortalidad (Dockery & Pope, 1996; WHO, 2003; Inza, 2010). El tiempo de exposición se encuentra estrechamente asociado al uso del suelo. Por ello, la determinación de la vulnerabilidad de los receptores puede vincularse al uso u ocupación del suelo. Así, la alta vulnerabilidad que se asigna al uso residencial está justificada, en gran medida, por su asociación a una exposición de la población crónica y de larga duración.

Otro factor fundamental para la evaluación de la severidad del daño sobre la salud de las personas por inhalación de polvo fugitivo procedente de residuos mineros, es el número de personas o tamaño de la población expuesta a una distancia determinada. Teniendo en consideración el modelo de dispersión adoptado y descrito anteriormente, se considerará la población localizada en un radio de 1 km en torno a cada uno de los depósitos mineros, o en la dirección de los vientos dominantes si se dispusiera de dicha información, de tal forma, que cuánto mayor sea la presión demográfica más alta será la exposición y la severidad del daño. En la **Tabla 26** se muestra el valor asignado a este parámetro. La selección de intervalos de población ha tratado de englobar la distribución estadística de la población española; En este sentido, Zoido y Arroyo (2001) clasifican los municipios españoles por su tamaño de población en: rurales con menos de 2000 habitantes, intermedios entre 2001 y 10000 habitantes; y urbanos con más de 10000 habitantes. Para la determinación de la población expuesta pueden utilizarse fuentes estadísticas como el Nomenclator publicado por el Instituto Nacional de Estadística (INE), que recoge la relación de unidades poblacionales inferiores al municipio (entidades singulares de población, núcleos de población y diseminados) y su contingente demográfico. Se procedería a identificar aquellas unidades localizadas en el área de influencia definida y sumar sus correspondientes poblaciones con el objeto de asignar al **factor población expuesta (P_{EX})** su valor, de acuerdo con los criterios recogidos en la **Tabla 26**. Estas unidades, con expresión gráfica en la cartografía básica o topográfica, ponen de relieve el tipo de poblamiento y distribución de la población en la zona. Se puede acceder a dicha información vía web a través de la dirección www.ine.es/nomen2/index.do.

Valoración de la exposición de la población al material particulado emitido desde depósitos de residuos	
Criterio de valoración	Valor de P_{EX}
Población de > 10000 habitantes	5
Población entre 5001 y 10000 habitantes	4
Población entre 2001 y 5000 habitantes	3,5
Población entre 1001 y 2000 habitantes	3
Población entre 501 y 1000 habitantes	2,5
Población entre 101 y 500 habitantes	2
Población entre 1 y 100 habitantes	1
Sin población	0

Tabla 26. Guía para la valoración del factor población expuesta (P_{EX}) en un radio de 1 km en torno a cada depósito minero abandonado.

El otro factor fundamental para la evaluación de la severidad de los daños, viene expresado por el grado de vulnerabilidad de los receptores ante la contaminación por material particulado. La susceptibilidad, percepción y aceptabilidad de la presencia de polvo difiere dependiendo del uso del suelo, y de las características y condicionantes socioeconómicos de la población expuesta. La susceptibilidad intrínseca de las personas sometidas a la exposición de PM, va a ejercer una notable influencia en la severidad de sus efectos sobre la salud y bienestar de las mismas. Son numerosos los estudios que señalan a los niños, ancianos y personas con enfermedades cardiorrespiratorias como los grupos de población intrínsecamente más sensibles a los contaminantes atmosféricos (WHO, 2004). Además de éstos, existen otros grupos que muestran también una mayor susceptibilidad a la polución del aire como resultado de factores sociales o ambientales, o de comportamiento personal como es la realización diaria de deporte o actividades al aire libre, parques y zonas de juego infantiles, etc. En la **Tabla 27** se muestran algunas de las causas que contribuyen a una mayor susceptibilidad de la población infantil a la contaminación del aire.

Factores relacionados con la fisiología.	Los niños respiran más por unidad de peso corporal que los adultos. Los niños tienen las vías respiratorias y los pulmones más pequeños.
Factores relacionados con el metabolismo.	Diferente ratio de toxicación y detoxificación.
Factores relacionados con el desarrollo pulmonar.	Vulnerabilidad de las vías respiratorias y alvéolos en desarrollo. Inmadurez del sistema inmunológico.
Factores relacionados con el tiempo de exposición y patrones de actividad.	Mayor tiempo de permanencia al aire libre. Incremento de la ventilación con el juego y el ejercicio.
Factores relacionados con enfermedades crónicas.	Alta prevalencia de asma y otras enfermedades.
Factores relacionados con enfermedades agudas.	Alto ratio de infecciones agudas respiratorias.

Tabla 27. Factores que incrementan la vulnerabilidad de la población infantil a la contaminación atmosférica (WHO, 2004)

Teniendo en consideración los criterios expuestos relativos al tiempo de exposición y susceptibilidad de determinados grupos de población, es posible establecer un orden de usos del suelo en función del grado de vulnerabilidad asociada. En la **Tabla 28**, a modo de criterio orientativo, se recogen las valoraciones de grandes grupos de usos en función de su vulnerabilidad o sensibilidad a la exposición al polvo. Se trata de una lista abierta que permite la inclusión de nuevos usos del suelo en los grupos ya definidos por parte del evaluador. Es evidente que hospitales, geriátricos y zonas residenciales, especialmente las constituidas por infraviviendas de carácter marginal, son altamente vulnerables por las características intrínsecas de las poblaciones y el tiempo de exposición asociados a dichos usos. En Zota *et al.* (2011) se señala cómo la presencia de estructuras de almacenamiento de residuos mineros en las proximidades de áreas residenciales, contribuye a incrementar las concentraciones de polvo y metales pesados en el interior de las viviendas. También se llama la atención sobre la alta vulnerabilidad de los parques y zonas de juego infantiles, los colegios, y los usos de carácter recreativo y/o deportivo al aire libre, entre otros. Asimismo, a las zonas industriales o grandes superficies comerciales se les podría asignar un grado de vulnerabilidad intermedio, en

virtud del tiempo de permanencia y fluctuación de las personas expuestas. Las actividades agrícolas y agropecuarias de carácter extensivo implican por lo general una escasa mano de obra por lo que, a pesar de constituir una actividad al aire libre, se les podría considerar de menor susceptibilidad respecto a otros usos como los anteriormente descritos; sin embargo, una mayor intensidad productiva y la exigencia de mayor número de trabajadores expuestos justificaría que el evaluador pudiera incrementar su vulnerabilidad ante la exposición a material particulado. Por último, aquellos usos de reducida exposición serían calificados de muy baja vulnerabilidad. De este modo se plantea valorar el denominado **factor de vulnerabilidad de la población** (V_P) siguiendo los criterios orientativos recogidos en la **Tabla 28**.

Valoración de la vulnerabilidad de la población frente al material particulado emitido desde depósitos de residuos	
Criterio de valoración	V_P
Usos Muy Altamente Vulnerables: áreas residenciales; hospitales, geriátricos, etc.	5
Usos Altamente Vulnerables: parques y zonas de juegos infantiles; escuelas; usos recreativos y deportivos al aire libre, etc.	4
Usos Vulnerables: zonas industriales, grandes superficies comerciales, etc.	3
Usos Poco Vulnerables: actividades agrícolas y agropecuarias extensivas, etc.	2
Usos Muy Poco Vulnerables: vías de comunicación, etc.	1

Tabla 28. Criterios de valoración y clasificación de la vulnerabilidad de la población expuesta (V_P) en función del uso del suelo.

Para terminar este apartado, el índice de severidad de los daños sobre la salud de las personas, en un escenario de riesgo por inhalación de PM, que se propone es dependiente de: la población expuesta y del ratio de exposición o concentración de contaminante en función de la distancia a la que se encuentre el uso más vulnerable y más próximo o el de peor escenario de exposición. Dicho índice, queda expresado por la fórmula:

$$I_S(C3PO) = [0,5 P_{EX} + 0,5 (V_P \times F_{PM})] \times (1 + F_{CO}/100)$$

Dónde:

$-I_S(C3PO)$ es el Índice de Severidad de los efectos sobre las personas o la población derivados de la movilización de material particulado por acción del

viento.

-**F_{EX}** es el factor de la población expuesta en un radio de 1 km de distancia al depósito

-**F_{PM}** es el factor de exposición a concentraciones de PM de la población, en función de la distancia a la que se encuentra el uso más vulnerable o de peor escenario de exposición ($V_P \times F_{PM}$) respecto al depósito minero (**Figura 43**)

-**V_P** es el factor de vulnerabilidad de la población expuesta en función del tipo de uso más sensible o vulnerable expuesto, o el del peor escenario de exposición (**Figura 44**).

-**F_{CO}** es un factor de capacidad de contaminación asociado al material particulado sobre la base de análisis de contenidos totales en elementos. Funciona como un amplificador que es función del grado de toxicidad del material particulado, tomando el valor 0 para los residuos inertes, y un valor máximo de 5 para los considerados de toxicidad muy alta.

La valoración del factor F_{CO} puede hacerse a partir de los valores obtenidos del denominado **IC**, que más adelante se explica (**apartado 3.4.2.5.** y **Figura 50**). Otra posibilidad es la comparación con Niveles Genéricos de Referencia de suelos para el uso urbano en la Comunidad Autónoma o entorno del depósito, considerando que si se supera alguno de los establecidos para As, Cd, Cr, Ni o Se, la valoración debe ser 5.

Todos los posibles valores de **I_S(C3PO)** se mantendrán en el intervalo entre cero y cinco, para lo cual se asignará este último valor siempre que se supere.

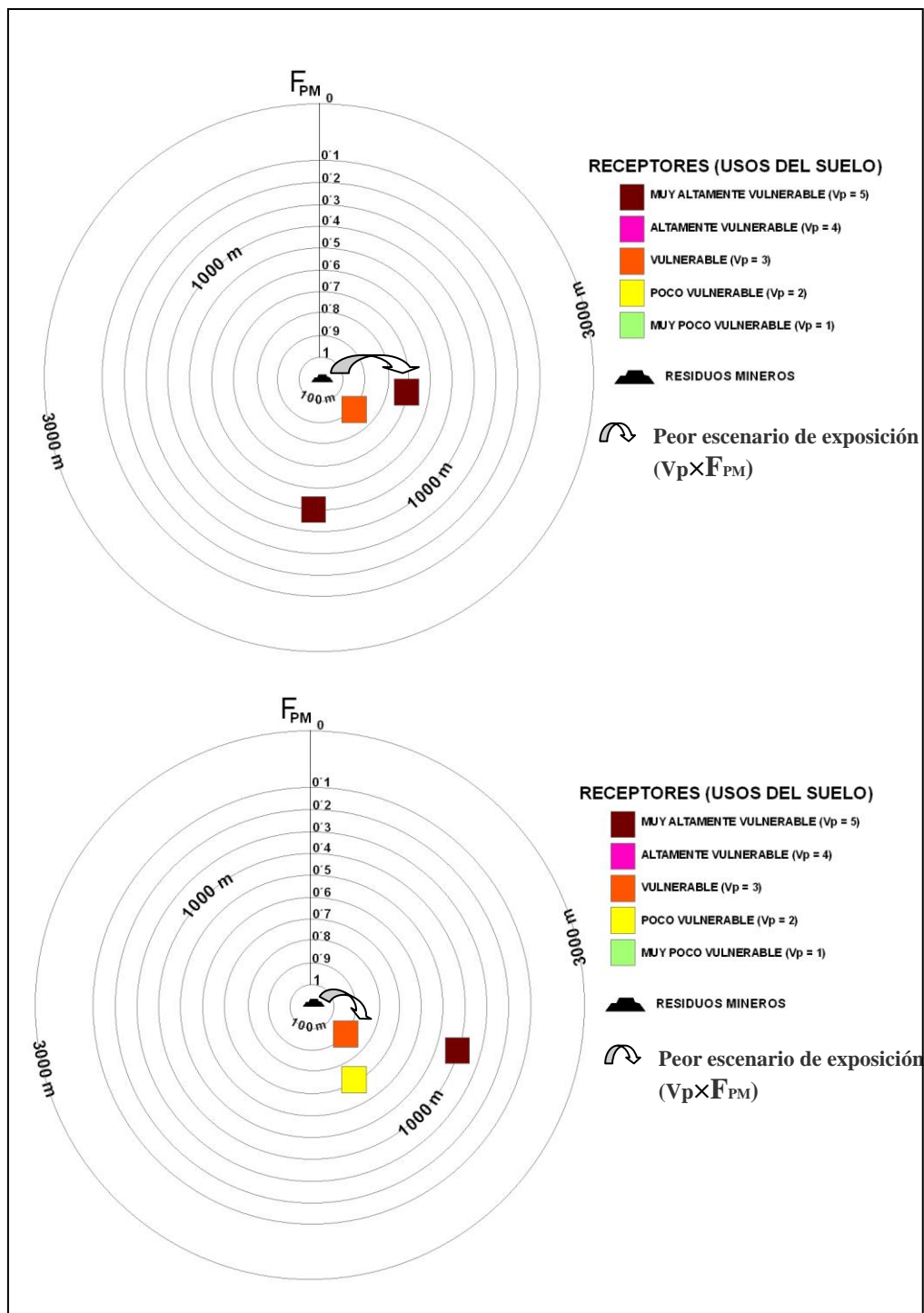


Figura 44. Criterio de selección del peor escenario de exposición ($V_p \times F_{PM}$) para el cálculo del índice de severidad de los efectos sobre la población del material particulado movilizado por el viento $I_s(C3PO)$.

3.3.3.2 Índice de severidad de los efectos sobre el medio natural derivados de la movilización de material particulado por acción del viento $I_s(C3NA)$

La movilización de material particulado de la superficie de los depósitos mineros puede

también producir efectos directos e indirectos sobre los ecosistemas próximos. La deposición del polvo mineral sobre las hojas de las plantas puede dificultar algunos de los procesos que intervienen en la fotosíntesis por oclusión de sus estomas, reduciendo la capacidad de intercambio gaseoso (dióxido de carbono/oxígeno) y la captación de agua y luz. Bergin *et al.* (2001) afirman que los aerosoles disminuyen la cantidad de radiación fotosintéticamente activa para el proceso de fotosíntesis; todo ello, limita el desarrollo y crecimiento de la vegetación (Viana, 2003). Las plantas expuestas a altas concentraciones de polvo pueden experimentar un aumento de las enfermedades y deterioro celular de las hojas (MPCA, 2001). La deposición de material particulado sobre el suelo puede alterar las propiedades de éste e inhibir funciones como la toma de nutrientes por parte de las plantas (Viana, 2003).

El polvo procedente de los residuos mineros y los metales presentes en el mismo pueden ser inhalados, ingeridos o entrar en contacto directo con la fauna; la sedimentación del mismo puede producir acidificación y contaminación por metales de suelos y aguas superficiales, afectando a las comunidades faunísticas terrestres y acuáticas. Los metales contenidos en el polvo minero pueden ser también captados por la vegetación a través de los estomas de las hojas o del suelo. Además, la bioacumulación de metales puede incrementar la vulnerabilidad de la fauna y flora ante otros estresores ambientales.

El grado de daño que los ecosistemas pueden experimentar ante la exposición al polvo procedente de los depósitos mineros va a depender de las concentraciones de material particulado a la que se ven expuestos, y de su susceptibilidad o vulnerabilidad ante dicho contaminante. Las áreas sensibles o más vulnerables están representadas por los espacios naturales protegidos (ENP), los espacios protegidos de la Red Natura 2000, esto es, Lugares de Importancia Comunitaria (LICs), Zonas Especiales de Conservación (ZECs) y Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs), los hábitats incluidos en el Catálogo Español de Hábitats en Peligro de Desaparición, así como áreas protegidas por instrumentos internacionales (Humedales de Importancia Internacional de acuerdo con el Convenio RAMSAR; sitios naturales de la lista de Patrimonio Mundial y Reservas de la Biosfera declarados por la UNESCO; Reservas Biogenéticas del Consejo de Europa; áreas protegidas del Convenio para la protección del medio marino del Atlántico del Nordeste (OSPAR); Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para

el Mediterráneo (ZEPIM); etc.). Se incluyen también como áreas sensibles, las Áreas Importantes para las Aves de España (IBAS) y los humedales incluidos en el Inventario Español de Zonas Húmedas (IEZH), así como otros espacios que los órganos competentes en materia de medio ambiente consideren de especial relevancia para la protección y conservación de la biodiversidad y el patrimonio natural. De este modo se plantea valorar el denominado **factor de vulnerabilidad de los ecosistemas (V_E)** siguiendo los criterios orientativos recogidos en la **Tabla 29**.

Valoración de la vulnerabilidad de los ecosistemas frente al material particulado emitido desde depósitos de residuos	
Criterio de valoración	V_E
Áreas sensibles objeto de protección ambiental	5
Tramos de río declaradas y/o valorados como Zonas de Interés Piscícola Salmonícolas y Cipricolas. Arbolado forestal bien conservado (frondosas perennifolias y caducifolias, coníferas).	4
Matorrales, dehesas, cultivos leñosos (olivar, frutales, viñedo, etc.	3
Prados y pastizales; Cultivos herbáceos, cursos fluviales y láminas de agua con ecosistemas fluviales degradados.	2
Espacios urbanos y Ecosistemas muy degradados por la acción antrópica.	1

Tabla 29. Guía para la valoración y clasificación del factor de vulnerabilidad de los ecosistemas (V_E) frente al material particulado.

Se asume, también aquí un criterio conservador al valorar el grado de exposición de los ecosistemas al material particulado como función de la distancia a la fuente contaminante: en el caso de no conocerse la frecuencia de las direcciones en las que sopla el viento, los rangos de distancia se corresponderían con los radios de diferentes franjas de amortiguamiento o zonas en torno a los depósitos mineros con distintas concentraciones de material particulado. En la **Figura 43** se muestra un método de valoración del **factor de exposición** al material particulado (**F_{PM}**) en función de la distancia.

El índice de severidad de los daños sobre el medio ambiente, en un escenario de riesgo por movilización de material particulado de residuos mineros, va a depender de la concentración de exposición que será función de la distancia a la que se encuentre el

ecosistema más vulnerable o más sensible, y más próximo al foco emisor, y del grado de toxicidad del material movilizado por el viento.

Dicho índice, queda expresado por la siguiente ecuación:

$$I_S(C3NA) = (V_E \times F_{PM}) \times (1 + F_{CO}/100)$$

Dónde:

- $I_S(C3NA)$ es el Índice de Severidad de los efectos sobre el medio natural derivados de la movilización de material particulado por acción del viento.

- F_{PM} el factor de exposición de los ecosistemas más sensibles al material particulado emitido desde depósitos de residuos, en función de la distancia a la que se encuentra el uso más vulnerable (**Figura 44**).

- V_E es el factor de vulnerabilidad del medio natural en función del tipo de uso más vulnerable expuesto (**Figura 45**).

- F_{CO} es un factor de capacidad de contaminación asociado al material particulado sobre la base de análisis de contenidos totales en elementos. Funciona como un amplificador que es función del grado de toxicidad del material particulado, tomando el valor 0 para los residuos inertes, y un valor máximo de 5 para los considerados de toxicidad muy alta.

Al igual que en la valoración de la severidad de los efectos sobre la población, la valoración del factor F_{CO} puede hacerse a partir de los valores obtenidos del denominado **IC**, que más adelante se explica (**apartado 3.4.2.5. y Figura 50**), o mediante la comparación con Niveles Genéricos de Referencia de suelos para usos no urbanos ni industriales, considerando que si se supera alguno de los establecidos para As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Sb o Se, la valoración debe ser 5. A los valores obtenidos que superen el valor 5, se les asignará dicho valor, con lo que todos los posibles valores de $I_S(C3NA)$ se mantendrán en el intervalo entre cero y cinco.

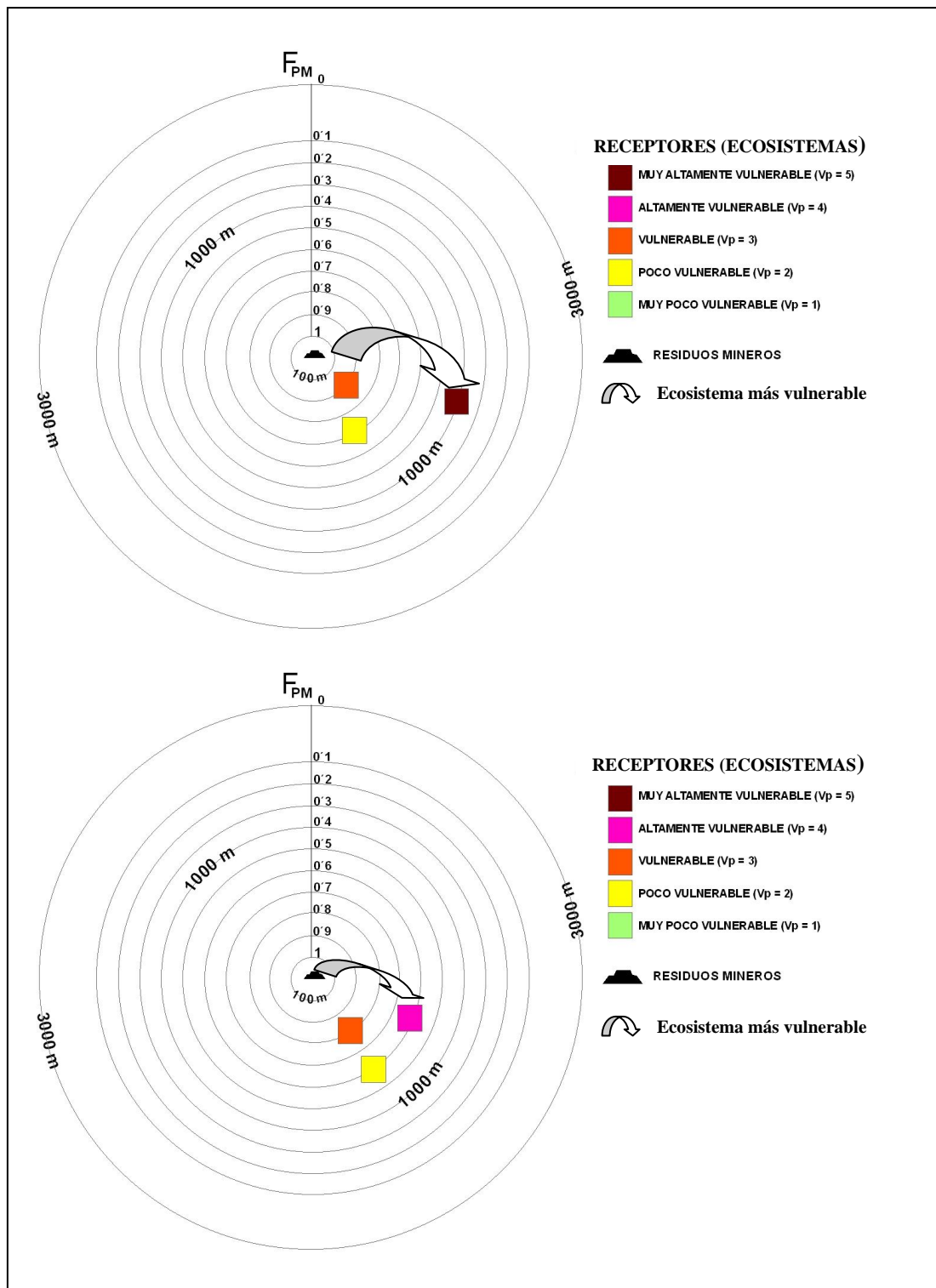


Figura 45. Criterio de selección del escenario de exposición ($V_p \times F_{PM}$): receptor o ecosistema más sensible identificado a través de los usos del suelo, y concentración de contaminante a la que se encuentra expuesto en función de la distancia, para el cálculo del índice de severidad de los efectos sobre el medio natural del material particulado movilizado por el viento ($I_s(C3NA)$).

3.3.3.3 Índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados de la movilización de material particulado por acción del viento $I_S(C3SE)$

El índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivado de la movilización de PM por erosión eólica, solo se calculará en aquellos casos en que se constate de forma fidedigna un daño severo probable a la actividad económica o patrimonio cultural. Sirva como ejemplo la localización, en las proximidades de los depósitos de residuos, de usos altamente sensibles e incompatibles con la presencia de polvo contaminante como industrias de alta tecnología, procesamiento de alimentos o usos agroganaderos de alta competitividad que representen, además, la principal o una de las principales actividades económicas de la zona; o la existencia de molestias y graves problemas de visibilidad que reduzcan, de forma significativa, el atractivo turístico y paisajístico de algunos espacios naturales de elevada calidad escénica, y representen una clara limitación para el turismo u otros usos urbanos con un alto potencial de desarrollo en la zona; o bien, se compruebe la acción corrosiva del mismo sobre elementos a conservar del patrimonio histórico-artístico y cultural.

El índice de severidad de los daños sobre el medio socio-económico, en un escenario de riesgo por movilización de material particulado de residuos mineros, va a depender de la concentración de exposición que será función de la distancia a la que se encuentre el elemento más vulnerable o más sensible, y más próximo al foco emisor (deducido de la **Figura 43**, multiplicado por un factor de vulnerabilidad (V_E) asignado directamente por el evaluador:

$$I_S(C3SE) = V_{SE} \times F_{PM}$$

En la generalidad de los casos se considerará que la valoración la severidad asociada a este escenario **no procede** ser valorada.

3.4. EMISIÓN DE SEDIMENTOS CONTAMINANTES POR EROSIÓN HÍDRICA (C4).

3.4.1. Procesos de erosión hídrica y emisión de sedimentos contaminantes

Las actividades fuertemente alteradoras del terreno, como la minería, pueden dar lugar a severos problemas de erosión hídrica y emisión de sedimentos, debido a la masiva exposición de material disgregado, suelo desnudo o materiales granulares sin estructura ni protección, conformados muchas veces con fuertes pendientes. Además, hay que tener en cuenta que, comparados con terrenos inalterados, los depósitos de residuos mineros son más fragmentados, superficialmente más compactados, más erosionables y están menos protegidos por una cubierta vegetal (Smith & Sobek, 1978). Aunque los terrenos agrícolas producen los mayores volúmenes de sedimentos, los máximos niveles porcentuales de erosión se producen en áreas en construcción o alteradas por minería a cielo abierto (Israelsen & Israelsen, 1982). El arrastre de sedimentos procedentes de los depósitos de residuos puede afectar a propiedades limítrofes, y a cauces o cuerpos de agua situados en posiciones topográficamente dominadas por los mismos. Los sedimentos emitidos por erosión hídrica desde las superficies de depósitos mineros adquieren mayor importancia en climas y estaciones húmedas, mientras que, en estaciones y climas secos, suelen tomar un mayor peso los procesos de erosión eólica. Los elementos traza movilizados como material particulado pueden estar asociados a óxidos e hidróxidos, materia orgánica o formando parte de la estructura cristalina de diferentes especies mineralógicas. Una vez desplazados y depositados en terrenos aledaños o cauces, la biodisponibilidad de los elementos traza dispersados como material particulado dependerá de las condiciones de pH, contenido en materia orgánica, potencial redox y temperatura en los suelos y sedimentos receptores (McBride, 1994; Alloway, 1995).

La deposición de residuos mineros en forma de sedimentos es muchas veces visible sobre el terreno o mediante imágenes aéreas (**Figura 46**). Otras veces se constata a través de la caracterización geoquímica y/o mineralógica de los mismos. La erosión de los depósitos de residuos mineros contribuye, junto a otras fuentes de emisión de sedimentos, a incrementar la turbidez y la carga sólida en el medio acuático. La turbidez en las aguas superficiales reduce la productividad biológica del agua, como consecuencia de la alteración de la radiación incidente y de la temperatura, e induce

daños en las branquias de los peces, aumentando su mortandad o la aparición de enfermedades. Por otro lado, los costes en energía consumida para el mantenimiento de los bombeos de agua, y para su depuración y potabilización aumentan. Los sedimentos reducen la capacidad de almacenamiento de los embalses, acortándose su vida útil y se multiplican los costes de mantenimiento. Por otro lado, los elementos potencialmente tóxicos presentes en los residuos (principalmente metales y metaloides) son exportados por los procesos erosivos y, aunque no es posible saber en que medida podrán estar disponibles en el lugar de deposición, incrementan los niveles de contenidos totales en los suelos o sedimentos que los reciben. Los efectos sobre los suelos del entorno cercano se hacen notar hasta unos cientos de metros de distancia (e. g.: Gallagher & O'Connor, 1997; Aslibekian & Moles, 2003). Sin embargo, cuando se alcanzan vías de drenaje concentrado (arroyos, ramblas) las partículas erosionadas conteniendo elementos traza que son exportadas desde los depósitos de residuos mineros pueden recorrer varios kilómetros, depositándose en los cauces y márgenes hasta concentraciones elevadas. En tales casos, aunque los elementos depositados estén en formas poco disponibles, los periodos de residencia pueden ser de décadas o siglos (Macklin, 1992).



Figura 46. Base del talud de la presa de residuos de flotación San Cristobal II, en las proximidades de Mazarrón (Murcia, febrero de 2011). Se aprecia como la erosión lleva material de la presa por el arroyo y lo deposita en parcelas situadas aguas abajo, lo que se ve favorecido por un cambio de pendiente del terreno.

Los materiales que se encuentran en la superficie de escombreras suelen estar dominados por elementos gruesos ($>2\text{mm}$), aunque incluyen también finos, y pueden ser considerados materiales tipo suelo, al menos en el sentido de la ingeniería de suelos: material mineral fragmentado, compuesto de partículas de muy variados tamaños, más o menos móviles, que encierran una cantidad variable de agua, aire, materia orgánica y otras sustancias (Spangler & Handy, 1982). Cuando no se realiza una remodelación topográfica, la morfología más habitual en estos terrenos varía entre plataformas relativamente llanas, desde donde se realizó el vertido libre de los escombros, a taludes de pendiente fuerte, dependiendo del ángulo de fricción de los materiales y de la topografía original del lugar donde se asientan. Esta forma de construir las escombreras produce, por selección granulométrica, un claro predominio de los elementos gruesos sobre los finos en las zonas bajas, hasta el punto de que la zona basal adquiere un aspecto de escollera de bloques, de tamaño decimétrico o métrico. Con el transcurso del tiempo, se va produciendo una alteración de los elementos de las escombreras que se suma a la fragmentación producida por la maquinaria de movimiento de tierras. Kohnke (1950) mencionaba que en la superficie de escombreras de unos 20 años de antigüedad aparecen muy pocas rocas grandes. Schafer *et al.* (1979) describen escombreras de estériles mineros con cincuenta años de antigüedad en los que la mayoría de los elementos gruesos superficiales había desaparecido, debido a una mayor actividad de los procesos de alteración física y química. Así, se ha señalado que las condiciones de alteración natural a las que se ven sometidos los estériles de la minería de carbón producen la rotura en partículas de menor tamaño desde muy temprano, hasta el punto de que son capaces de liberar enormes cantidades de partículas finas en el transcurso de pocas semanas. Haigh (1995) explica que los procesos de alteración de los materiales que acompañan al carbón van generando un enriquecimiento en las fracciones finas, pudiendo aparecer capas donde se concentran a mediana profundidad. En definitiva, con el tiempo, las rocas se van alterando y se generan finos que son susceptibles de ser percolados o arrastrados por erosión hídrica, aunque la superficie siga estando dominada por elementos gruesos. No obstante, mientras exista una buena proporción de elementos gruesos resistentes en superficie, la erosión será muy inferior a la que sería esperable en su ausencia, hasta el punto de que se puede descartar la incidencia de la erosión hídrica y la emisión de sedimentos en aquellas escombreras, constituidas fundamentalmente de bloques de rocas duras (mármol, basaltos, residuos de nave de elaboración de pizarras de techar, etc.). Algunas de las escombreras generadas por estos tipos de minería se

componen mayoritariamente de bloques, suponiendo hasta el 95% de la roca excavada en las explotaciones de pizarras de techar, según Bradshaw & Chadwick (1988).

Por otro lado, los taludes de escombreras formadas por vertido libre suelen tener pendientes que oscilan entre los 35° y los 40°. Estas pendientes son altamente erosivas, especialmente cuanto mayor es la longitud de pendiente, y son también de difícil colonización por la vegetación incluso en materiales de baja toxicidad. Esto va a suponer que, al margen de las escombreras formadas en un elevado porcentaje superficial por fragmentos de rocas duras, en la mayoría de los casos va a existir un cierto grado de erosión, lo que irá dejando su impronta a lo largo del tiempo, haciéndose visibles rasgos de erosión tales como regueros o cárcavas.

Comparativamente, los problemas de erosión hídrica son mucho más graves en presas mineras. La naturaleza arenosa de la mayoría de los diques de presas mineras construidos mediante vertido de los propios lodos los hace muy propensos a sufrir procesos erosivos. García (2004) estimó en más de 16.000 t/año de lodos erosionados para el conjunto de presas de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión ubicadas en cuencas vertientes al Mar Menor. En ellas la erodibilidad de los materiales, que componen los taludes, suele ser muy superior a la de los materiales de escombrera. Incluso en aquellos casos en los que se producen fenómenos de cohesión superficial por efecto de la presencia de óxidos e hidróxidos de hierro, la escorrentía generada en las zonas encostradas se concentra en posiciones inferiores de los taludes, aumentando su potencial erosivo. Otro problema asociado al tipo de material presente en las presas mineras es la propensión a sufrir procesos de erosión interna, erosión en túnel o tubificación. Tradicionalmente, estos procesos se habían asociado a condiciones de suelo que favorecen la dispersión de arcilla y su movimiento a través de la masa de suelo: elevados contenidos en sales y sodio en el complejo de intercambio catiónico. Sin embargo, Vacher *et al.* (2004) han demostrado que esto no es imprescindible, pudiendo ocurrir en materiales ricos en partículas de tamaño limo y arcilla sin cohesión, como ocurre en muchos tipos de residuos mineros finos, los cuales muestran efectivamente una enorme susceptibilidad al desarrollo de túneles y cárcavas.

Por otro lado, la inclinación y longitud de la pendiente, junto a la rugosidad superficial, son parámetros importantes que determinan la erosión superficial en presas de residuos

de flotación, lo que ha sido constatado para residuos finos de la minería de oro en Sudáfrica (Blight, 1989; Blight & Amponsah-da Costa, 2004), aunque puede hacerse extensivo a todos los residuos mineros finos. Dichos autores afirman que los máximos de erosión se dan en pendientes de 30°- 40°. En pendientes próximas a la verticalidad y a la horizontalidad las tasas de erosión hídrica son muy bajas, comparativamente hablando.

Sin perder de vista que lo que se pretende es establecer un índice sencillo para valorar la probabilidad de ocurrencia del escenario de emisión de sedimentos con potencial contaminante, no está de más intentar comprender cómo se produce y evalúa el proceso erosivo para reconocer las variables fundamentales de las que depende. Sin entrar en la formulación matemática completa, al abordarse la erosión hídrica deben considerarse cuatro procesos:

- Remoción por el impacto de la gota de lluvia.
- Remoción por el flujo de escorrentía.
- Transporte del material particulado removido por salpicadura.
- Transporte del material particulado removido por la escorrentía superficial, ya sea difusa (erosión laminar) o concentrada (erosión en hilos de corriente anastomosados, en regueros y cárcavas).

Todos los factores que regulan los procesos de erosión hídrica en cada una de sus fases, varían con el tiempo y por los efectos recíprocos entre el agua que cae y escurre y las propiedades del suelo: textura, estructura, densidad, permeabilidad, resistencia al esfuerzo cortante, viscosidad del flujo suelo-agua y temperatura. La enorme complejidad de estos procesos, junto a la necesidad de gran cantidad de datos desconocidos o difíciles de obtener, determina que durante la formulación de modelos de erosión se realicen aproximaciones o simplificaciones empíricas. Por ello, ante la dificultad de la aplicación práctica de modelos con base física, se ha tendido al empleo de modelos paramétricos. Dentro de los modelos paramétricos elaborados para el estudio de la erosión destaca la USLE (*Universal Soil Loss Equation*) o Ecuación Universal de Pérdida de Suelos (Wischmeier & Smith, 1978), por ser un modelo de predicción de pérdida de suelo que ha tenido gran aceptación y amplia aplicación, debido a su simplicidad (Arranz González *et al.*, 1993). El modelo USLE responde a la siguiente formulación:

$$A=R \times K \times L \times S \times C \times P \text{ (t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}\text{)}$$

Donde:

- A: pérdida de suelo
- R: erosividad de las precipitaciones
- K: erosionabilidad o erodibilidad del suelo
- L: longitud de la ladera o talud
- S: pendiente de la ladera o talud
- C: cultivo y manejo del suelo
- P: prácticas de conservación

Teóricamente, la ecuación universal de pérdida de suelo es aplicable a cualquier supuesto, siempre que los valores que tomen los parámetros de la formulación reproduzcan las condiciones del medio. Israelsen & Israelsen (1982) han defendido la utilidad del empleo de la USLE para la evaluación de las pérdidas anuales potenciales de suelo en terrenos alterados por minería, asumiendo, por un lado, que la ecuación del llamado factor topográfico (LS), el cual combina los factores relativos a las características de la pendiente (Wischmeier & Smith, 1978), es válida con pendientes muy superiores a las propias de terrenos agrícolas, y que la erodibilidad puede estimarse haciendo uso del conocido nomograma para el cálculo del factor K, partiendo de los datos de textura, el contenido en materia orgánica, el tipo de estructura y el grupo de permeabilidad del suelo. Otro aspecto que puede tener especial influencia es el contenido en elementos gruesos, como factor reductor de la erosión, y de qué modo se puede introducir la componente de los elementos gruesos, ya sea mediante una modificación en el factor K (McCormack *et al.*, 1984), o introduciendo una modificación en el factor C, para asimilar el efecto de los elementos gruesos al de un mulch (Dissmeyer & Foster, 1983; Box & Meyer, 1984). Es necesario destacar que la USLE es dimensionalmente correcta al considerar unidades, de forma que las dimensiones del factor K son las del factor A entre las del factor R. En Almorox *et al.* (1993) es posible encontrar una buena guía del uso de unidades para la aplicación de la USLE.

En determinado momento, como es lógico, la aplicación de la USLE a terrenos mineros generó dudas, especialmente en lo que respecta al tratamiento correcto de la topografía, los valores de erodibilidad en este tipo de materiales y la consideración correcta de la influencia del elevado contenido en elementos gruesos presentes en muchas superficies

mineras (especialmente escombreras). Todas las incertidumbres, surgidas por la aplicación de la USLE a supuestos diferentes de aquellos para los que fue formulada, han llevado a la incorporación de numerosos datos y a un esfuerzo de prueba, reformulación y revisión originado en 1985 con el planteamiento de la RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) (Renard *et al.*, 1997). En el estado actual, la RUSLE, para la que existe una aplicación informática oficial, ha probado suficientemente su eficacia en terrenos alterados por minería y en otras superficies en proceso de rehabilitación, sin olvidar terrenos agrícolas y forestales (Toy & Foster, 1998). Esto se ha logrado reconstruyendo la ecuación del factor LS para adaptarlo a mucha mayor variedad de situaciones, así como introduciendo después de realizar una serie de cambios, entre los que se pueden destacar:

- Implementación de un nuevo nomograma para el cálculo del factor K de erodibilidad hídrica (considerando la granulometría, la estructura, la permeabilidad y el contenido en materia orgánica del material).
- Consideración del porcentaje de elementos gruesos en el interior del perfil de suelo como factor en el cálculo del factor K, y el de los elementos gruesos en superficie como influyentes sobre el factor C de cultivo.
- Introducción de una variabilidad temporal del valor C.

Para aplicar el modelo RUSLE, conviene seguir cuidadosamente las indicaciones y explicaciones reunidas en los trabajos de Renard *et al.* (1997) y de Toy & Foster (1998). Es un modelo algo más complejo que su predecesor, la USLE, pues exige datos adicionales que intervienen en el cálculo de factores y subfactores y una información mucho más detallada de la zona de estudio (González del Tánago, 1991), lo cual permite que los resultados se acerquen en mayor medida a la realidad del proceso erosivo. Sin embargo, esa complejidad y detalle lo convierten en un método poco práctico para la realización de trabajos de evaluación de carácter preliminar, dado que resulta muy importante una correcta evaluación del factor LS, lo cual no es simple en muchas ocasiones, así como una caracterización de los materiales presentes en los taludes, los cuales son difíciles de muestrear, de forma que se puedan obtener valores representativos de toda la superficie.

Por otro lado, aunque siempre se ha afirmado que la USLE-RUSLE es aplicable al cálculo de la erosión con existencia de regueros, parece que el método subestima la tasa de erosión cuando existen regueros ya formados (Kapolka & Dollhopf, 2001; Nicolau, 2001). Los regueros en terrenos agrícolas, identificados como aquellas incisiones de profundidad inferior a 30 cm, pueden ser eliminados mediante laboreo y prácticas complementarias que reduzcan la erodibilidad, hasta proporcionar al terreno una mayor estabilidad frente a la erosión. Sin embargo, en taludes de depósitos de residuos mineros, esto no es ni siquiera factible la mayoría de las veces. Los regueros o arroyaderos son precursores de problemas mucho mayores de acarcavamiento, los cuales pueden comprometer seriamente la estabilidad del depósito. Las cárcavas, cuando se hacen permanentes, son hendiduras en el terreno que no pueden ser eliminadas mediante los procedimientos convencionales de laboreo de terrenos agrícolas. La erosión en cárcavas se ha descrito como un vaciado de las partículas del suelo o sustrato por un flujo concentrado que da lugar a estrechas incisiones, de mayor tamaño y profundidad que un reguero, y que generalmente llevan agua sólo durante e inmediatamente después de fuertes precipitaciones (Osterkamp, 2008). La aparición de cárcavas, como consecuencia de la circulación de flujo concentrado, se relaciona con una disminución en la resistencia de las fuerzas que mantienen unidas las partículas de suelo, con un incremento en la fuerza erosiva del flujo, o con ambos (Bocco, 1991). El origen de algunos sistemas de cárcavas también puede estar relacionado con la circulación de flujo subsuperficial a través de túneles en el suelo. Esto último es el fenómeno conocido como erosión en túnel o tubificación (*piping*, en inglés; Jones, 1981). Muchas cárcavas se han originado sobre túneles, por procesos de colapso, sin que estos procesos puedan reconocerse una vez que se han producido. Sin embargo, no es necesario que se produzca el colapso de un túnel para que se inicie la incisión y formación de una cárcava. El flujo subsuperficial puede favorecer procesos de eluviación, y éstos manifestarse en superficie como micro-depresiones que combinadas con la acción de la escorrentía superficial pueden dar lugar a la aparición de una cárcava (Avni, 2004). Todos estos procesos de erosión intensa se ven acrecentados cuando mayor es la conectividad de los sistemas de erosión concentrada de los taludes con cauces, barrancos o vías naturales de drenaje concentrado situados al pie o a distancias cortas. Hay que decir que las cárcavas normalmente se producen en terrenos que previamente han sufrido otras modalidades de erosión. Por ello, la presencia de regueros, cárcavas y fenómenos de tubificación en numerosos taludes de depósitos

mineros abandonados es un reflejo claro no sólo de la alta erodibilidad y dispersividad de los mismos, sino también del efecto acumulado de procesos erosivos en el tiempo transcurrido desde el abandono. Es común además, que se aprecien diferentes formas de erosión en un solo talud, variando desde la simple erosión laminar en partes altas de los taludes a procesos erosivos de enorme intensidad. Por todo lo anterior, en cierto modo, el estado erosivo en el que se encuentra un determinado talud expresa el resultado de la actuación de los diferentes factores de erosión a lo largo del tiempo. Es precisamente por esto que, dado que el escenario que se quiere evaluar no está planteado como un problema de pérdida de suelos, sino como un proceso de emisión de sedimentos de carácter contaminante, la probabilidad de ocurrencia puede ser evaluada sobre la base de la capacidad de emisión, contemplando la huella que los procesos erosivos han dejado en los taludes como indicador de la medida real de la probabilidad de que se sigan erosionando ante la ocurrencia de eventos desencadenantes: aguaceros intensos o periodos prolongados de lluvia. A esta apreciación, ha de unirse una consideración sobre la naturaleza química de los residuos para poder valorar el potencial contaminante.

3.4.2. Índice de probabilidad de la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica: $I_p(C4)$

3.4.2.1. Caracterización del estado erosivo de los depósitos de residuos mineros E_E

Salvo en aquellos casos, normalmente excepcionales, en los que el tiempo transcurrido ha sido muy corto, lo normal es que los rasgos de erosión desarrollados reflejen claramente la susceptibilidad ante la erosión del depósito que se esté evaluando en el lugar en el que se ubica, mostrando una combinación característica de formas de erosión (laminar, en regueros, en túnel o en cárcavas). La idea es asimilar los taludes de un depósito de residuos mineros a lo que se ha denominado unidades de respuesta ante la erosión (Märker *et al.*, 1999). Dichas unidades de respuesta ante la erosión vienen a reconocer aquellas divisiones del terreno natural que se comportan de modo homogéneo ante los procesos de erosión y de manera diferente a otras unidades, como consecuencia de la naturaleza de los factores que intervienen en el proceso erosivo: susceptibilidad ante la erosión, cobertura vegetal, pendiente, etc. Desde la perspectiva de la erosión de suelos, dichos métodos de clasificación realizan un reconocimiento de la severidad de

los procesos de erosión. Sin embargo, tales clasificaciones son también válidas para expresar la probabilidad de ocurrencia asociada a las características del terreno, desde la perspectiva de la emisión de sedimentos. La gradación entre el estado más leve (ausencia de erosión o supuesta erosión laminar) y el más grave (procesos generalizados de acaravamiento y erosión en túnel) se muestra en la **Tabla 30**, mediante la cual es posible asignar un valor de lo que se ha denominado **estado erosivo (E_E)**, en función de las características observadas de los rasgos de erosión en el talud. Si se considera, en determinados casos, que el valor del factor que conviene asignar debe tomar un valor intermedio a los que se proponen en la **Tabla 30**, puede hacerse a juicio del evaluador.

Valoración del estado erosivo de los taludes de depósitos de residuos mineros	
Criterio de valoración	Valor de E_E
Inexistencia de rasgos de erosión laminar o de escorrentía concentrada.	0
Erosión laminar evidente. Algún reguero y/o evidencia de flujo anastomosado.	0,2
Pocos regueros. Alguna cárcava pequeña (de <1m).	0,4
Frecuentes regueros. Pocas cárcavas pequeñas.	0,6
Abundantes regueros. Frecuentes cárcavas (alguna grande, de >1 m). Algún fenómeno de tubificación.	0,8
Abundantes regueros y cárcavas, grandes y pequeñas, Frecuentes fenómenos de tubificación. Algunos desprendimientos de bloques o deslizamientos someros, normalmente asociados a cárcavas y fenómenos de tubificación.	1

Tabla 30. Valor asignado al estado erosivo (E_E) en función del desarrollo de rasgos de erosión que son reconocibles en un talud de un depósito de residuos mineros.

En la **Figura 47** se muestra un talud de una presa de residuos de flotación en la que fue posible reconocer toda la gama de rasgos de erosión y que puede considerarse un buen ejemplo del máximo estado erosivo posible.



Figura 47. Taludes de una presa de residuos de flotación en las proximidades de Mazarrón (Murcia).

3.4.2.2. Agresividad o erosividad de la lluvia: factor de erosividad (F_{ER})

Una vez establecido el reconocimiento de los rasgos de erosión existentes como base fundamental para la asignación de un valor de medida de la probabilidad de ocurrencia, es necesario también reconocer que las tasas de erosión de dos taludes que presentan formas de erosión semejantes pueden ser distintas según la agresividad del clima en la zona donde se sitúan. Además, la evaluación de la probabilidad de ocurrencia de los procesos de emisión de sedimentos no interesa tanto a nivel de eventos particulares, pudiendo ser más adecuado un balance anual, asumiendo que los periodos de erosividad normal son tan importantes como los periodos extremos, puesto que de algún modo los preparan, proporcionando material disponible para ser erosionado. En este sentido, el valor del índice de erosividad de las lluvias (R de la USLE), el cual es relativamente constante para cada área geográfica, puesto que se trata de un valor promedio anual, puede permitir matizar la propensión a la erosión de un determinado depósito de residuos, en función de las características medias de la lluvia en el lugar donde se sitúa.

La información sobre los valores que alcanza el factor R de la USLE en España (medido en $hJ \times cm \times m^{-2} \times h^{-1} \times año^{-1}$) están recogidos en los mapas de "Agresividad de la lluvia en España" (ICONA, 1988), que tras el análisis de las bandas de 162 pluviógrafos y utilizando el método de Wischmeier *et al.* (1965) evaluaron los valores del factor R para toda España. El factor R se visualiza directamente en los correspondientes mapas o consultando los valores tabulados que se pueden encontrar en la citada monografía. También se puede estimar el factor a partir de los datos de precipitaciones mensuales aportados por el INM mediante la aplicación de las formulaciones de la publicación anteriormente citada. Otra opción es la consulta del factor R en el correspondiente mapa accesible vía web a través de la dirección <http://sig.marm.es/geoportal/>. Se puede comprobar que, en España, según el estudio de ICONA (1988), el factor R oscila entre un máximo de 540 en Grazalema (Cádiz) y un mínimo de 35-50 en zonas de la cuenca del Duero (Zamora, Palencia) y del Ebro (Logroño, Zaragoza).

La información de la erosividad asociada al clima del lugar en el que se encuentra un depósito servirá para matizar el valor asignado al estado erosivo, mediante un factor que se ha denominado **factor de erosividad (F_{ER})**, valorado en función de los valores del factor R (**Tabla 31**).

Valoración del factor derivado de la erosividad climática del lugar en el que se ubica un depósito de residuos mineros	
Criterio de valoración	Valor de F_{ER}
Factor R de la USLE superior a 400	1
Factor R de la USLE entre 200 y 400	0,9
Factor R de la USLE menor de 200	0,8

Tabla 31. Valor asignado al factor de erosividad (F_{ER}) en función de los valores del factor R de la USLE.

Puede observarse que, aunque se esté empleando uno de los factores de la USLE, no se le concede tanta importancia como la que tiene en la fórmula de la USLE. De hecho hubiera servido otro tipo de medida de la agresividad climática (como por ejemplo el factor de agresividad climática de Fournier, que también se puede conocer en la citada monografía de ICONA). La idea es añadir sólo una matización a la calificación obtenida del estado erosivo, utilizando para ello la opción que se encuentra más fácilmente disponible.

3.4.2.3. Superficie de los taludes de los depósitos de residuos mineros: factor de superficie de taludes (F_{ST})

El problema de emisión de sedimentos desde una superficie que está sufriendo periódicamente procesos erosivos será mayor cuanto mayor sea el tamaño de la misma. La superficie de los taludes de un depósito puede ser medida fácilmente en planta a partir de la medición de imágenes aéreas o con la ayuda de alguna de las aplicaciones de visualización de imágenes aéreas existentes, como por ejemplo SIGPAC o IBERPIX, las cuales incorporan herramientas de medida de superficies. Un ejemplo de cómo puede ser medida la superficie de un talud de un depósito de residuos se muestra en la **Figura 48**. De modo semejante a como se explicó en el apartado dedicado a erosión eólica, la medida aproximada de la superficie de un talud a partir de la medida de la superficie en proyección horizontal o en planta se obtiene haciendo intervenir el ángulo medio del talud, del siguiente modo:

$$S_T = \sum_{i=1}^n \frac{S_{Ti}}{\cos(\theta)_{Ti}}$$

Donde,

$-S_T$ = Superficie total expuesta en taludes y/o diques:

- S_{Ti} = Superficie de taludes o diques medida en planta, correspondientes en el depósito minero.

- θ_{Ti} = Ángulo de cada talud o dique presente en la estructura.

Se ha considerado, para simplificar, que en el caso de taludes formados con bermas o construidos con varios recrecimientos, la superficie que se ha denominado S_{Ti} se refiere a la superficie que envuelve o engloba a cada tramo en pendiente y la berma o superficie llana superior. El ángulo en tales casos se toma como el ángulo medio, es decir medido desde la base inferior a la coronación superior.

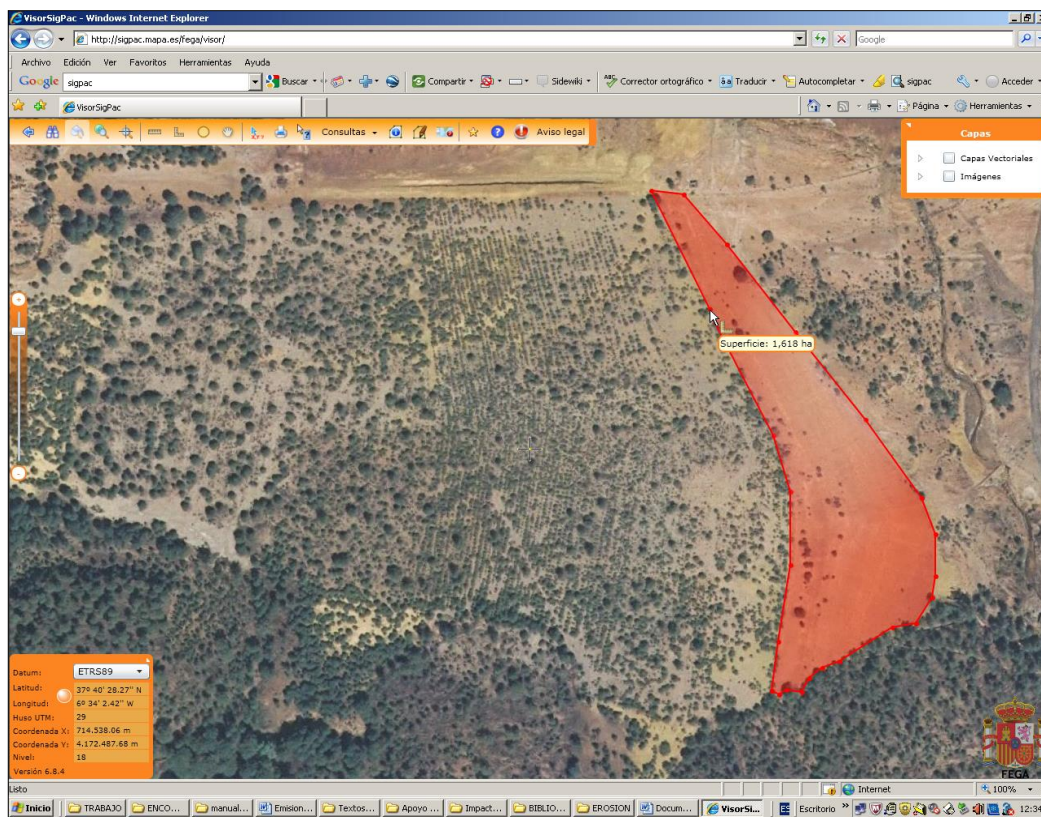


Figura 48. Medida de la superficie ocupada en planta por el talud del dique de la presa minera conocida como Represa III (Minas de Riotinto, Huelva), utilizando la herramienta de medida de superficies del visor SIGPAC.

Una vez que se conoce la superficie total de taludes de un depósito de residuos mineros, es posible asignar un valor denominado **factor de superficie de taludes (F_{ST})**, el cual se extrae de la gráfica de la **Figura 49**. Teniendo en consideración la casuística española, se ha adoptado el criterio de asignar a dicho factor el valor máximo cuando se alcanza o supera el valor de 2 ha. Esto es lo mismo que asignar un valor de $F_{ST}=1$ para valores de $S_T > 2$ ha, y calcular $F_{ST}=1/2 \times S_T$, para valores de $S_T \leq 2$ ha.

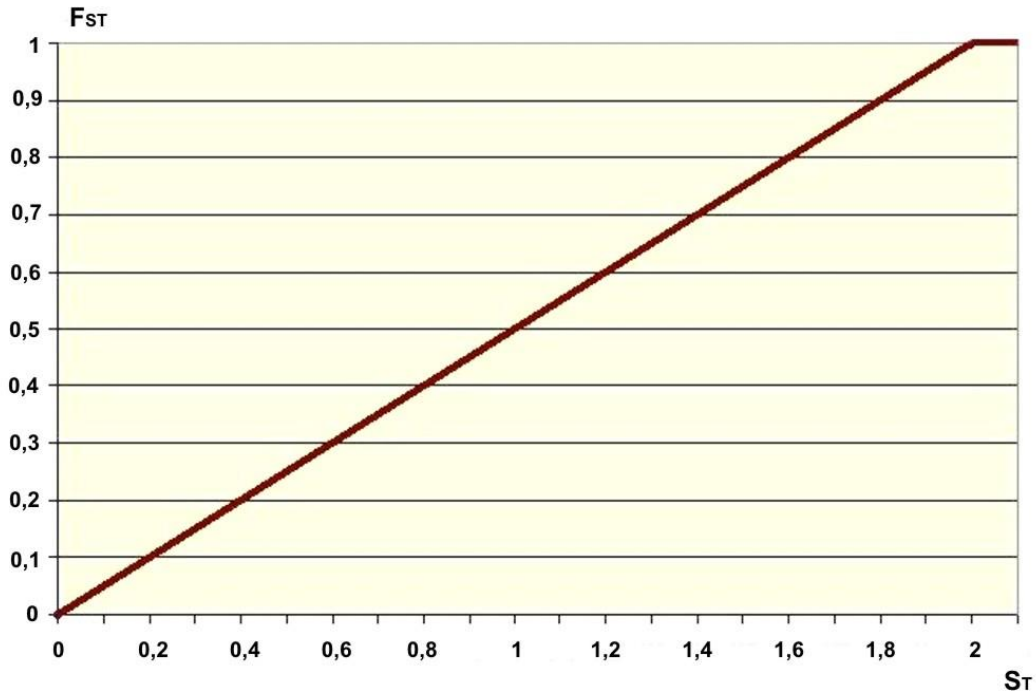


Figura 49 Gráfica que permite asignar valores del factor superficie de taludes (F_{ST}) en función de la superficie de taludes (S_T), medida en hectáreas, para un depósito de residuos mineros.

3.4.2.4. Elementos de protección ante la erosión o emisión de sedimentos: factor VM

Se ha podido comprobar que existen diques de depósitos de residuos mineros con abundantes y marcados rasgos de erosión en los que existe una colonización vegetal importante. Esta circunstancia invita a pensar que la colonización es posterior a la formación de los procesos erosivos y que este puede ser un proceso que finalmente culminará en una cobertura completa que elimine o minimice los procesos de erosión. En cualquier caso, lo normal es que donde los procesos de erosión han dejado rasgos marcados, estos seguirán siendo normales, y la colonización vegetal será como mucho esporádica, con un efecto sobre la emisión de sedimentos muy limitado.

Otras veces, es posible encontrar taludes de depósitos que han sido recubiertos con materiales que limitan los procesos de erosión, independientemente de si se ha realizado con labores previas de alisado de la superficie o no. Entre los materiales que puede que sea más común encontrar sobre taludes que se quieren proteger están los clásicos acolchados y las redes o mantas orgánicas prefabricadas. El objetivo del acolchado o *mulching* es que una cubierta superficial simule el efecto protector de una formación vegetal.

La posibilidad de que se presenten casos como los que se acaban de describir se incorpora en el cálculo de la probabilidad de ocurrencia mediante un factor inspirado en el llamado **factor VM** o factor de control de la erosión (Israelsen & Israelsen, 1982), tal y como se recoge en la **Tabla 32**.

Valoración del material de protección frente a la erosión en taludes de depósitos de residuos mineros	
Criterio de valoración	Valor de VM
Superficie del talud total o casi totalmente desnuda	1
Superficie del talud con una cobertura vegetal de cualquier tipo inferior al 50%	0,9
Vegetación herbácea poco densa y/o subarbusciva de follaje claro, con escasos restos vegetales u hojarasca, con cobertura superior al 50%	0,7
Vegetación mixta de portes diversos y capa delgada de restos vegetales u hojarasca, con cobertura superior al 50%	0,5
Vegetación mixta con copas y proyecciones cubriendo más de un 50% de la superficie del terreno y capa de hojarasca o restos vegetales importante	0,3
Vegetación herbácea de tipo césped con cobertura inferior al 50%	0,5
Vegetación herbácea de tipo césped con cobertura completa o casi completa	0,1
Vegetación arbórea con cobertura inferior al 50%	0,8
Vegetación arbórea con cobertura entre el 50% y el 80%	0,2
Vegetación arbórea con cobertura superior al 80 %	0,05
Roca machacada o residuos mineros pétreos con predominio de tamaños superiores a los de grava gruesa y piedras y cobertura inferior al 50 %	0,4
Roca machacada o residuos mineros pétreos con predominio de tamaños superiores a los de grava gruesa y piedras y cobertura entre el 50 y el 80 %	0,2
Roca machacada o residuos mineros pétreos con predominio de tamaños superiores a los de grava gruesa y piedras y cobertura superior al 80 %	0,1
Redes o mantas orgánicas instaladas sobre toda la superficie	0,05

Tabla 32. Valores asignados al factor (VM) en función de las características de la cobertura de los taludes.

Los valores propuestos han de considerarse orientativos. Cuando se reconozcan situaciones que no estén correctamente especificadas por alguna de las descripciones de la **Tabla 32**, el evaluador puede intentar encontrar una situación intermedia o realizar consultas al respecto para asignar un factor VM que considere apropiado.

Por otro lado, la existencia de barreras, caballones, diques, muros de fábrica o piedra en seco y cualquier estructura que retenga sedimentos, así como franjas de vegetación, pueden limitar, muchas veces totalmente, la emisión de sedimentos. La existencia de tales estructuras, por tanto, funciona como un elemento reductor del proceso. Si no existe un mantenimiento de tales estructuras, tendrán una vida limitada, a menos que otros aspectos como la presencia de vegetación permitan augurar una reducción de la emisión de sedimentos con el paso del tiempo. Por ello, siempre y cuando se pueda afirmar que la presencia de tales elementos impidan totalmente la emisión de sedimentos desde la base de los taludes y estén situados a menos de 20 m del pie, pueden asimilarse a valores del factor VM equivalentes a cero.

3.4.2.5. Potencial contaminante de los sedimentos movilizados por erosión hídrica desde depósitos de residuos mineros: factor de contaminación (F_{CO})

Las valoraciones de la toxicidad o potencial contaminante de los sedimentos emitidos desde depósitos de residuos mineros ha de partir del estudio de los contenidos de sustancias potencialmente dañinas para el medio ambiente o la salud humana en los residuos, en especial, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, V y Zn, que forman el conjunto de metales y metaloides contemplados en la Decisión de la Comisión 2009/359/CE de 30 de abril de 2009 más el Se. Dichos contenidos deben ser lo suficientemente bajos como para que los posibles riesgos sobre los seres humanos y los ecosistemas ecológicos sean insignificantes, tanto a corto como a largo plazo. Se considera que los contenidos en los residuos de dicha serie de elementos son insignificantes si no se superan los valores mínimos nacionales para los emplazamientos definidos como no contaminados o los niveles naturales nacionales pertinentes. Con esta premisa, se ha considerado emplear como referencia los contenidos o niveles de fondo para los suelos fijados para cada entorno geológico o comunidad autónoma, estableciendo comparaciones entre los contenidos totales de elementos medidos en los residuos o sedimentos y los correspondientes a los suelos. Los niveles de fondo pueden definirse como la concentración de una sustancia, presente de forma sistemática en el medio natural, que no ha sido influenciada por actividades humanas localizadas. En teoría, estos valores deberían permitir de forma suficiente la detección de la presencia de concentraciones no naturales en suelos y sedimentos. Aunque no existe información

relativa a niveles de fondo de elementos traza de todas las comunidades autónomas, existen numerosos trabajos publicados que permiten obtener guías de valores de fondo de suelos para muchos lugares, destacando especialmente el trabajo “Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de pastos de la España Peninsular (López Arias y Grau Corbí, 2004).

El estudio de los contenidos totales de elementos en los residuos se hace normalmente efectuando una disolución con ácidos fuertes (por ejemplo mediante ataque ácido con mezcla de HF+HClO₄+HNO₃ a sequedad y disolución en HCl 10%). Posteriormente una parte alícuota de la solución obtenida se analiza mediante técnicas espectrofotométricas, como la Espectrometría de Emisión Atómica con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-AES) o la Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS). Determinados elementos, como el Hg, requieren métodos de determinación específicos. Otra posibilidad es el empleo de analizadores por Fluorescencia de Rayos X (FRX) que dan resultados muy aproximados a lo que normalmente se interpreta como contenidos totales, para la mayoría de elementos de interés, con la ventaja de que es una técnica no destructiva. Dependiendo del equipo pueden analizar del orden de 24 elementos (Ag, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mo, Mn, Ni, Pb, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Ti, V, Zn, Zr) con unos límites de detección que en el caso del arsénico varía entre 10 a 25 ppm. Los equipos portátiles de FRX existentes son muy manejables y permiten, en campo, la analítica *in situ*, sin necesidad de toma de muestras, aunque también se puede utilizar en gabinete mediante recogida de muestra, cuarteo y cribado hasta alcanzar un tamaño semejante al que corresponde con el peso anteriormente comentado.

La comparación de los contenidos totales de elementos con los niveles de fondo de suelos se facilita mediante lo que se denominará **índice de contaminación (IC)**, obtenido mediante el sumatorio de las fracciones formadas por las concentraciones de los elementos medidas en los residuos con respecto a los niveles de fondo de los suelos del entorno para todos los elementos considerados. Este cociente promedio es similar a otros índices utilizados para analizar los niveles de contaminación por metales pesados en suelos y sedimentos, tales como el denominado *hazard index* (Lim *et al.*, 2008; USEPA, 1991), el *enrichment index* (Kloke, 1979; Ferreira da Silva *et al.*, 2005) o el *pollution index* (Hakanson, 1980; Jung, 2001). Arranz *et al.* (2012) emplearon un índice

de estas características para evaluar el potencial contaminante de residuos mineros en la provincia de Huelva, con respecto a los niveles de fondo regionales y los niveles de referencia para suelos forestales. Cuando no existan valores de referencia de alguno de los elementos considerados, cuando no exista dato de concentración de un determinado elemento en el residuo, o cuando la concentración de un determinado elemento en el residuo sea inferior al nivel empleado como referencia, no se considerará ese elemento en el cálculo. De este modo, la fórmula podrá tener un número variable de sumandos. Un ejemplo de aplicación del índice se muestra en la **Tabla 33**.

$$IC = 1/n \times \sum^n \frac{[X]}{NF_x}$$

Donde:

- [X] es la concentración medida en el residuo del elemento X
- NF_x es el nivel de fondo de suelos correspondiente al elemento X en la zona donde se sitúa el depósito que se esté evaluando

Teóricamente, un índice de este estilo, si es superior a 1, implica que puede existir un enriquecimiento o contaminación artificial con respecto a los niveles naturales de los elementos traza considerados o medidos. Hakanson (1980) propuso un factor de contaminación basado en el cálculo del cociente entre la concentración de la sustancia o elemento contaminante obtenida a partir de la media de cinco muestras tomadas en el lugar que interesa investigar y la concentración en ausencia de contaminación. Cuando dicho cociente alcanzaba un valor comprendido entre 3 y 6, se consideraba que el sitio albergaba un “considerable” grado de contaminación, siendo “alto” para un cociente superior a 6. Un valor medio de los cocientes así establecidos para varios elementos permite obtener una medida de la capacidad media de contaminar del material donde fueron tomadas las muestras. Abraham (2005), empleó un índice modificado del propuesto por Hakanson (1980), considerando que para valores superiores a 16 puede hablarse de muy alto grado de contaminación. Adoptando los anteriores criterios, se ha confeccionado una gráfica que permite asignar los valores del que se ha denominado **factor de contaminación (F_{CO})**, a partir de los valores del índice de contaminación (asignados directamente mediante la gráfica de la **Figura 50**), o asignando valores

mediante la fórmula: $F_{CO}=IC \times 5/16$, para $IC \leq 16$, siendo $F_{CO}=5$ si $IC > 16$

PRESAS ELEMENTOS ($\mu\text{g/g}$)	San Cristobal W (Mazarrón)	Nivel de Fondo de los suelos (Martínez-Sánchez <i>et al.</i> , 2007)	La Económica (Toledo)	Nivel de Fondo de los suelos (Jiménez-Ballesta <i>et al.</i> , 2010)
As	450,0	8,1	70,8	16,1
Cd	3,09	0,12	8,31	4,4
Co	4,7	7,7	13,0	20,8
Cr	27,8	44,6	93,4	113,4
Cu	45,4	18,7	54,3	27,0
Hg	4,45	0,05	--	--
Mo	1,64		1,2	2,0
Ni	12,7	16,8	30,8	42,6
Pb	1967,4	9,8	1008,0	44,2
V	35,4		33,6	123,2
Zn	4524,0	55,2	2623,0	86,5
IC	75,9		12,3	

Tabla 33 Valores totales obtenidos de diversos parámetros químicos y medida del índice de contaminación (IC), después de aplicar ataque triácido y medida en IC-MS a muestras compuestas superficiales de dos presas de residuos de flotación.

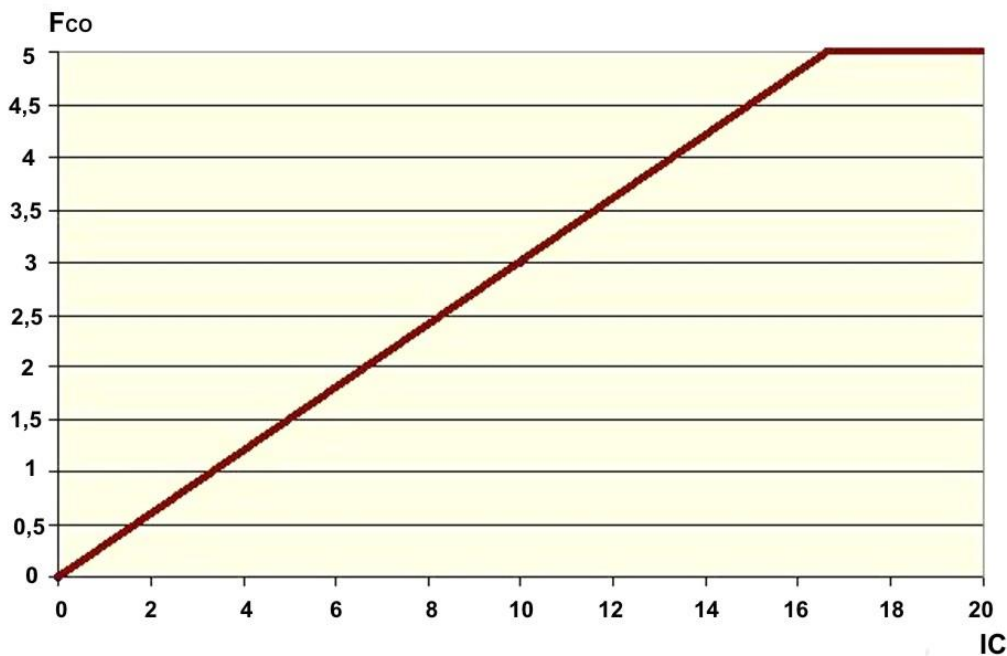


Figura 50 Gráfica que permite la asignación de valores del factor de contaminación (F_{CO}) en función de los valores obtenidos del índice de contaminación (IC), calculado a partir de datos de contenidos totales en elementos metálicos y no metálicos.

3.4.2.6. Cálculo del índice de probabilidad de emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica $I_P(C4)$

Como conclusión, la probabilidad de ocurrencia de la movilización de sedimentos contaminantes por erosión hídrica en cada estructura de almacenamiento de residuos mineros $I_P(C4)$ se obtendrá de la aplicación de la siguiente ecuación:

$$I_P(C4) = E_E \times F_{ER} \times F_{ST} \times VM \times F_{CO}$$

Donde:

- E_E es el denominado **estado erosivo**.
- F_{ER} es el **factor de erosividad**, asociado a la erosividad climática del lugar donde se asienta la estructura.
- VM es el denominado **factor de control de la erosión**, que evalúa la defensa que supone la existencia de algún tipo de cobertura sobre los taludes de los depósitos de residuos.
- F_{ST} es el **factor superficie**, dependiente de la superficie total de los taludes del depósito de residuos.
- F_{CO} es el **factor de contaminación** asociado a los sedimentos generados en la estructura a partir del conocimiento de contenidos totales en elementos del residuo, tomando el valor 0 para los residuos inertes, y un valor máximo de 5 para los considerados de toxicidad muy alta.

3.4.3. Índice de severidad de la generación de sedimentos contaminantes por erosión hídrica: $I_S(C4)$

Muchas veces, la constatación de la presencia de elevados contenidos totales en elementos traza en sedimentos y suelos no permite discriminar las fases minerales presentes. De hecho muchas veces es difícil distinguir qué elementos se han desplazado como material particulado o han precipitado, coprecipitado o han sido adsorbidos. Ya se mencionó que la disponibilidad de los elementos traza dispersados como material particulado dependerá de las condiciones de pH, contenido en materia orgánica, potencial redox y temperatura en los suelos y sedimentos receptores (McBride, 1994; Alloway, 1995).

La posible afección a suelos se produce cuando los sedimentos procedentes de los depósitos de residuos mineros alcanzan parcelas de terreno situadas en posiciones dominadas o en los situados en los márgenes de cauces de mayor o menor categoría. En términos generales puede asumirse que los efectos de los metales movilizados como material particulado sobre los suelos no serán graves salvo en casos concretos, puesto que se trata de materiales sólidos en los que la disponibilidad de los elementos contaminantes normalmente será baja y dependiente de las características del medio receptor. Sin embargo, en algunos casos, los procesos de contaminación de suelos originados por la emisión de sedimentos desde depósitos de residuos mineros son muy patentes. Por ejemplo, Navarro *et al.* (2008) achacan los elevados contenidos en metales presentes en suelos y sedimentos en los alrededores del Cabezo Rajao (La Unión, Murcia) a la dispersión de material particulado originado por erosión hídrica. En cualquier caso, este tipo de afección se ve limitada a franjas de extensión limitada. Aslibekian & Moles (2003) encuentran contenidos totales de elementos superiores a los valores emplados como referencia hasta 400 m de distancia, mientras que la distancia supera los dos kilómetros cuando se trata de suelos o sedimentos asociados a vías de drenaje.

La afección sobre las aguas superficiales es un aspecto de mayor preocupación que sobre los suelos vecinos. Desde el momento en que se alcance un canal, reguero, vaguada o cauce, de modo que se canalice la escorrentía superficial hacia el sistema natural de drenaje o las masas de agua próximas, hay que pensar en la posibilidad de afección debida a sedimentos de carácter contaminante, entendiendo siempre que éstos se refieren a los que contienen contenidos elevados en metales pesados. Conviene tener presente que los sedimentos en cauces y masas de agua son vistos como sumideros temporales de metales, desde los cuales pueden pasar a las cadenas alimentarias, principalmente a través de los organismos bentónicos (Diamond, 1995). En definitiva, los sedimentos son componentes importantes para el ecosistema acuático, y para el mantenimiento del estado trófico del mismo (Singh *et al.*, 1997). Asimismo, los sedimentos ricos en metales representan una fuente contaminante a largo plazo, pues variaciones en las condiciones hidroquímicas pueden favorecer la movilización y redisolución de dichos elementos metálicos, lo que complica la recuperación ecológica de los ecosistema acuáticos afectados (Cravotta, 2009).

Por otro lado, los descensos en el contenido de unos elementos y otros con la distancia desde la fuente de emisión no siguen el mismo patrón. El decrecimiento de los contenidos en metales y elementos traza con la distancia recorrida ha sido atribuido a los siguientes procesos (Macklin & Smith, 1990):

- Dilución debida al aporte de sedimentos no contaminados desde otros terrenos y tributarios.
- Deposición en áreas cercanas debido al tamaño, forma y densidad de partículas.
- Tapado con otros tipos de sedimentos
- Disolución o ingestión por parte de la vida acuática.

En el trabajo de Ferreira da Silva *et al.* (2005) se muestra la dispersión de elementos metálicos a lo largo de un arroyo en la Faja Pirítica Ibérica portuguesa, haciendo referencia tanto a elementos disueltos como depositados y se deduce que una distancia de 5 km puede ser una buena elección para definir la distancia de cara a considerar los posibles efectos aguas abajo. Así pues, al igual que en el escenario de contaminación por contaminantes disueltos, salvo que se disponga de información analítica o existan claras evidencias que aconsejen adoptar otra distancia de referencia, se analizará la casuística de posible afección y aprovechamientos del agua superficial presentes hasta una distancia de 5 km. La severidad de los efectos que los sedimentos erosionados desde depósitos de residuos pueden generar sobre el medio ambiente, las personas o la población y las actividades económicas se deriva de la consideración de los suelos cercanos y las masas de agua que pueden verse afectadas y de su uso. En función de las circunstancias que concurren en el entorno de los depósitos de residuos mineros que se evalúan se asignará el valor de $I_S(C4)$ (entre 0 y 5).

3.4.3.1. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados de la emisión de sedimentos contaminantes $I_S(C4PO)$

Se va a considerar que las vías de exposición de las personas a los contaminantes en este escenario de riesgo son principalmente por ingestión de agua, consumo de productos cultivados en suelos receptores de aguas que pudieran llevar material contaminado en

suspensión, y en menor medida, por contacto y absorción dérmica a través del uso con fines recreativos (zonas de baño, pesca, etc.).

Desde el punto de vista de la afección a los suelos, éstos y la cobertura vegetal que presentan se verán afectados por la escorrentía superficial hasta distancias variables, en función de la pendiente. Sin embargo, raro será que se superen 100 m incluso en ausencia de vegetación, dada la experiencia que se tiene en barreras de vegetación protectoras de cauces y riberas. Por ello, se considera que desde el punto de vista de la afección a la población, bastará conocer los usos de las parcelas en contacto con los taludes de los depósitos mineros, siempre y cuando no exista una inmediata concentración de la escorrentía aprovechando cunetas de pistas o cauces naturales. En tal caso, sólo se considerará que la afección indirecta a la población merece ser considerada si la escorrentía cargada de sedimentos contaminantes alcanza parcelas de huerta u cultivos hortícolas de consumo directo. La **población expuesta (P_{EX})** en tal caso no podrá ser generalmente muy grande, si bien, aplicando un criterio conservador, puede pensarse que alcanza a 50 personas en cualquier caso.

Cuando se consideran masas de agua superficiales, la severidad y extensión del daño debido a aguas cargadas de sedimentos contaminantes sobre la población será función de la posible ingesta de agua contaminada que ha sido captada de cursos fluviales, lagos o embalses afectados, de manera semejante a las valoraciones hechas para elementos en solución. La **población expuesta (P_{EX})** en tal caso se evaluará mediante el número de captaciones destinadas al abastecimiento de población (agua para consumo humano) presentes en las masas de agua superficial afectadas, hasta una distancia de 5 km, en la dirección del flujo de agua. El contingente de población que pudiera verse afectado puede ser estimado, como ya se comentó, a partir del número de personas por hogar multiplicado por el número de captaciones, siempre y cuando éstas sean de carácter privativo y no se correspondan con abastecimientos a núcleos de población, entendiéndose que cada una de ellas representa una vivienda. En España, según el Censo de Población y Viviendas de 2011 del Instituto Nacional de Estadística, el tamaño medio de una familia es de 2,58 miembros; el valor resultante de población expuesta deberá redondearse a un número entero. En el caso de que exista una captación para abastecimiento a núcleo de población, se sumará a la población expuesta ya evaluada el contingente demográfico de dicho núcleo. Aunque sea una estimación de la población

total expuesta muy grosera, sí permite valorar un grado de exposición con vistas a definir prioridades de actuación. No obstante, se establece un criterio muy restrictivo, de tal forma, que a partir de más de 50 personas abastecidas el riesgo es muy alto (valor 5) o nulo (valor 0) cuando no exista ninguna captación, en el marco espacial de referencia. Los valores intermedios se establecen de forma directamente proporcional al incremento o reducción del número de personas potencialmente abastecidas con aguas superficiales, pudiéndose asignar directamente a partir de la **Figura 51**. Se puede observar que dicha figura es idéntica a la **Figura 29**. Los valores obtenidos mediante la gráfica equivalen a considerar que P_{EX} es igual a 5 para un número mayor de 50 personas, siendo P_{EX} al número de personas dividido por diez para aquellos casos en los que la población afectada sea inferior a 50. La existencia de una “zona protegida para la captación de agua destinada al consumo humano, que abastezca a más de 50 personas” (Registro de Zonas Protegidas) en la masa de agua afectada, hasta 5 km de distancia desde el depósito evaluado, permitirá asignar directamente el máximo valor a este factor.

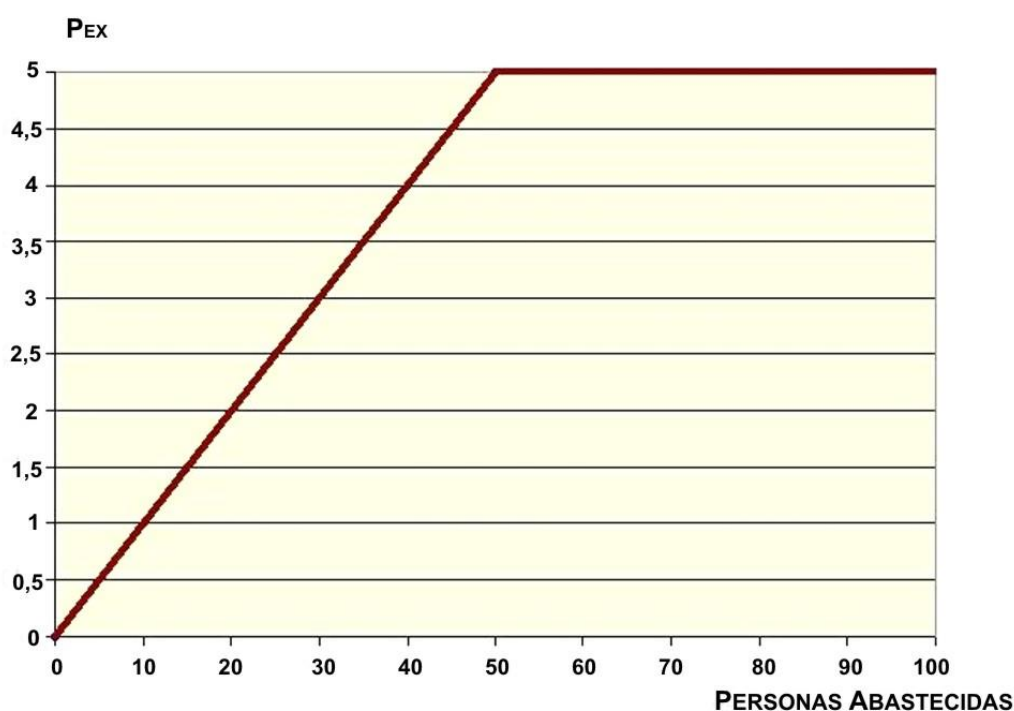


Figura 51. Gráfica que permite la asignación de valores del factor población expuesta (P_{EX}) en función del número de personas potencialmente abastecidas con aguas superficiales.

La principal fuente de información para la evaluación de la mayoría de los factores que definen el índice de severidad es, como ya se comentó en los apartados **3.1.3.1** y **3.2.3.1**, el Registro de Aguas y el Catálogo de Aguas Privadas. No obstante, otra alternativa es la

realización de entrevistas a algún responsable de los ayuntamientos afectados competente en la materia, o directamente a la población local.

La exposición puede resultar un buen indicador de la distribución de la concentración de materiales contaminantes presente en los sedimentos de una masa de agua superficial, a la que se encuentran expuestos los receptores potenciales. Salvo que se disponga de información analítica y/o de campo que permita diseñar un modelo de concentración de los contaminantes en el medio hídrico más acorde con la realidad, se puede aceptar, a semejanza de *National Clasification System for Contaminated Sites* (CCME, 2008), que las mayores alteraciones se producen en el punto de descarga y hasta 100 m aguas abajo, asignando a este rango el máximo valor del factor de exposición (F_{SUP}); mientras que a partir de 5000 m se considera que la atenuación, dilución, mezcla o enterrado de los sedimentos ha sido total, o lo que es lo mismo, que las concentraciones que pudieran estar presentes en forma de material particulado pueden ser difícilmente asignables a la estructura objeto de evaluación, en cualquier circunstancia. La determinación del **factor exposición para las aguas superficiales (F_{SUP})** se puede realizar directamente a partir de la gráfica de la **Figura 52** (puede observarse que es idéntica a la **Figura 23**).

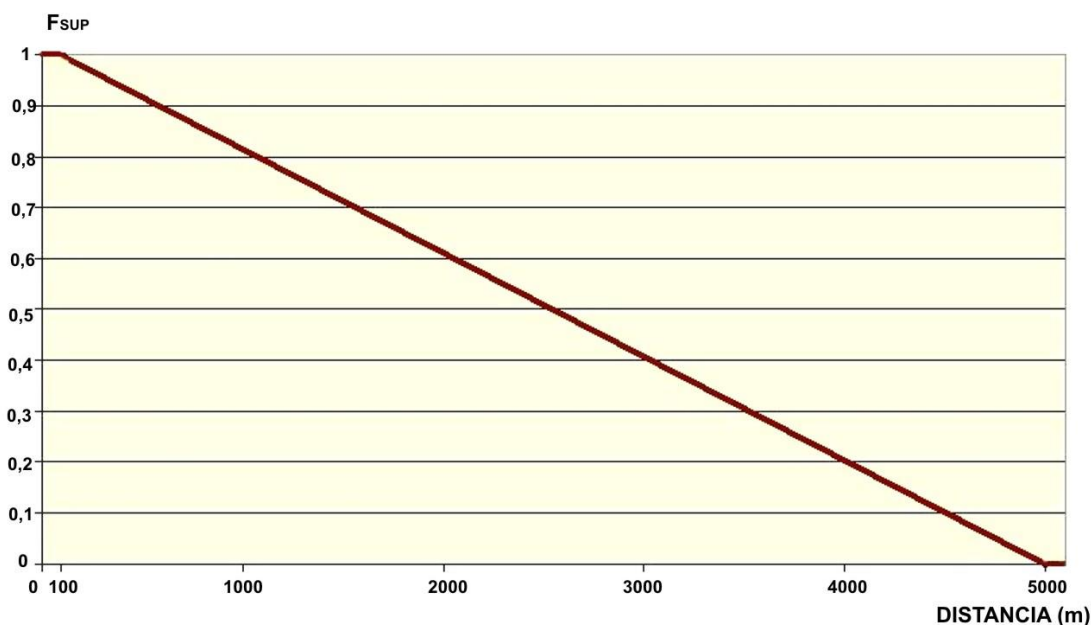


Figura 52. Gráfica que permite la asignación de valores del factor exposición a los contaminantes movilizados como sedimentos (F_{SUP}) en función de la distancia o distribución de las concentraciones de la carga contaminante en la masa de agua superficial.

El **factor de vulnerabilidad de la población (V_P)** está estrechamente vinculado al tipo

de aprovechamiento que se realiza del recurso hídrico superficial; asociado al mismo, se encuentra implícito, desde el punto de vista del riesgo para la salud de las personas, un tiempo de exposición y una dosis. Dichas variables son muy dependientes de las características del uso del agua. Teniendo en cuenta ambas consideraciones (exposición y dosis potencial), y a modo de criterio orientativo, en la **Tabla 34** se recogen las valoraciones de grandes grupos de aprovechamiento, de acuerdo con el Reglamento del DPH. Se trata de una lista abierta que permite la inclusión de nuevos usos del agua en los grupos ya definidos, por parte del evaluador. Es evidente que el abastecimiento de agua para consumo humano es el más vulnerable con respecto a otros usos del agua; éste lleva aparejado una exposición crónica y entraña una mayor probabilidad de generar un daño sistémico al favorecer la entrada en el organismo, vía ingestión, de elementos tóxicos ya solubles y biodisponibles. Otro aspecto importante en relación con el tipo de aprovechamiento del recurso hídrico es su posible utilización para el riego de cultivos. Numerosos estudios han mostrado que los cultivos hortícolas, particularmente los cultivos de hoja (lechuga, col, acelga, repollo, etc.), acumulan mayores concentraciones de metales pesados si crecen en suelos contaminados, lo que puede producirse como consecuencia del riego con aguas contaminadas. La acuicultura también puede considerarse un uso altamente vulnerable, teniendo en cuenta que la producción piscícola se encuentra orientada al consumo humano; la ingesta de pescado es un parámetro considerado en muchos estudios como un indicador de exposición a metales pesados. Con el mismo criterio, los tramos fluviales declarados Cotos de Pesca podrían considerarse como de alta vulnerabilidad. El consumo de productos de huerta irrigados con aguas contaminadas, carne y leche de ganado que han ingerido aguas y/o alimentos con una alta carga en metales pesados y pescado contaminado, representan una amenaza para la salud de las personas por transferencia de dichos elementos tóxicos a través de la cadena trófica, debido a procesos de bioacumulación y biomagnificación. Se han considerado también como áreas altamente vulnerables las zonas destinadas al baño en ríos y masas de agua superficiales (lagos y embalses), reguladas por la Directiva 2006/7/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de febrero, relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño y que ha sido transpuesta al ordenamiento jurídico español a través del R.D.1341/2007. La localización de las zonas de baño puede realizarse a través del Sistema de Información Nacional de Aguas de Baño “Nayade” vía internet (<http://nayade.msc.es/Splayas/home.html>), o bien a través de la consulta en el Registro de Zonas Protegidas, tal y como señala la Directiva Marco del Agua

(2000/60/CE), y/o Planes Hidrológicos de los organismos de cuenca. Si el evaluador tiene conocimiento cierto que comúnmente, es decir, no de forma esporádica o rara vez, la práctica por parte de la población local de: actividades como el baño o de una pesca de autoconsumo en una masa de agua superficial afectada por efluentes de depósitos de residuos con una elevada carga de sólidos en suspensión, se considerará la vulnerabilidad asignada a dichos usos, aunque dichos tramos fluviales o masas de agua no estén incluidas en ningún registro de zonas protegidas o de baño, o no sean declaradas cotos de pesca por parte de la Administración. En lo referente a suelos cultivados, se han considerado sólo tres categorías. En la **Tabla 34** se plantea una valoración, orientativa, del denominado **factor de vulnerabilidad de la población V_p**.

Valoración de la vulnerabilidad de la población ante la ingestión y/o contacto directo con aguas contaminadas por sedimentos contaminantes procedentes de depósitos de residuos mineros.	
Criterio de valoración	V_p
Aprovechamientos del Agua Muy Vulnerables: Agua de abastecimiento a la población (pozos de uso privativo y captaciones de agua destinada a consumo humano, que abastezcan a más de 50 personas o a núcleos de población). Huertas o cultivos hortícolas en contacto con los taludes de los depósitos mineros.	5
Aprovechamientos del Agua Vulnerables y Altamente Vulnerables: Cultivos y pastos en general, y otros usos agroganaderos (abrevaderos), Acuicultura y Cotos de Pesca. Usos recreativos (zonas de baño y de pesca deportiva).	3
Aprovechamientos del Agua Poco o Muy Poco Vulnerables: Usos industriales. Agua para riego de campos de golf, navegación y transporte acuático. Otros usos de baja exposición.etc.	1

Tabla 34. Criterios de valoración y clasificación de la vulnerabilidad de la población expuesta (VP) en función del uso del suelo y del aprovechamiento del agua superficial.

Por último, el índice de severidad de los daños sobre la salud de las personas que se propone para un escenario de riesgo por contaminación de las aguas superficiales por sedimentos contaminantes, es dependiente de: la población expuesta y de la exposición, o concentración de contaminante, en función de la distancia a la que se encuentre el punto de captación o extracción de agua con el aprovechamiento más vulnerable, y más próximo al foco emisor (**Figura 53**). Dicho índice, queda expresado por la fórmula:

$$I_s(C4PO) = 0,5 P_{EX} + 0,5 (F_{SUP} \times V_p)$$

Donde:

- **$I_S(C4PO)$** es el Índice de Severidad de los efectos sobre las personas o la población derivados de la afección de las aguas superficiales por emisión de sedimentos contaminantes procedentes de los residuos mineros.

- **P_{EX}** es el factor de la población expuesta por abastecerse, para su consumo, con agua extraída de masas de agua superficiales.

- **F_{SUP}** es el factor de exposición de la población expuesta en el punto de extracción con el uso del agua más vulnerable y más próximo al depósito minero.

- **V_P** es el factor de vulnerabilidad de la población expuesta en función del tipo de aprovechamiento considerado más vulnerable.

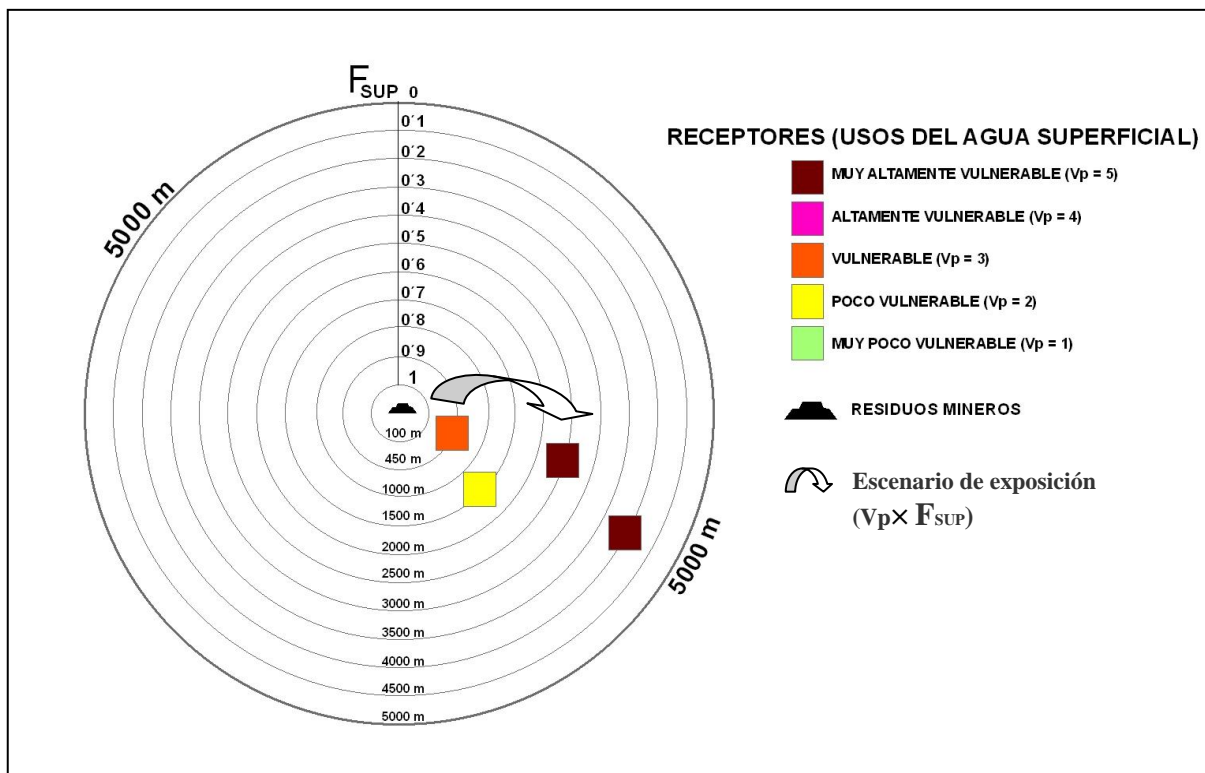


Figura 53. Criterio de selección del escenario de exposición ($V_P \times F_{SUP}$): uso del agua más vulnerable y concentración de contaminante a la que se encuentra expuesto en función de la distancia, aguas abajo y en el sentido del flujo de agua, para el cálculo del índice de severidad de los efectos derivados de la emisión de sedimentos contaminantes para las personas y la población ($I_S(C4PO)$).

Se propone el siguiente índice, cuando sólo pueda ser constatada una deposición de sedimentos en parcelas de terreno aledañas a los depósitos, sin que se vean alcanzados cauces o masas de agua:

$$I_S(C4PO) = 0,5 P_{EX} + 0,5 V_P$$

Donde:

-- $I_S(C4PO)$ es el Índice de Severidad de los efectos sobre las personas o la población derivados de la afección a suelos por emisión de sedimentos contaminantes procedentes de los residuos mineros.

- P_{EX} es el factor de la población expuesta por abastecerse, para su consumo, de productos agrícolas cultivados en suelos afectados.

- V_P es el factor de vulnerabilidad de la población expuesta en función del tipo de aprovechamiento considerado más vulnerable.

3.4.3.2. Índice de severidad de los efectos sobre el medio natural derivados de la emisión de sedimentos contaminantes $I_S(C4NA)$

La incorporación de partículas en suspensión a las corrientes de aguas superficiales produce el incremento de la turbidez del medio y la disminución de la entrada de la luz solar, provocando una disminución de la actividad biológica de plantas, animales y microorganismos acuáticos, así como la afectación de la fotosíntesis de los vegetales acuáticos. Ya se mencionó que no es posible saber en qué momento pasarán a estar disponibles los metales pesados movilizados como material particulado. Sin embargo, cuando la acumulación de sedimentos en márgenes de arroyos llega a ser muy grande, los problemas de toxicidad llegarán a ser perceptibles en algún momento. Por ejemplo, el efecto dañino de la acumulación de metales pesados en la vegetación de ribera puede llegar a ser importante como factor generador de inestabilidades en los márgenes (Macklin & Smith, 1990).

Con vistas a la definición del **factor vulnerabilidad ecológica o de los ecosistemas (V_E)** se consideran áreas sensibles objeto de protección ambiental, en lo referente a las masas de agua superficiales, y en función de criterios de preservación de un recurso natural o de conservación puramente ecológica, las siguientes: humedales de importancia internacional (Convenio Ramsar) o catalogados en el Inventario Nacional de Zonas Húmedas (INZH), y zonas de protección de la Red Natura 2000, cuya conservación esté estrechamente vinculada a las masas de aguas superficiales. Todas estas áreas consideradas sensibles se encuentran inscritas en el Registro de Zonas Protegidas (RZP), tal y como se recoge en el art. 6 de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) y son contempladas en los correspondientes planes hidrológicos. Se incluirá, además, en dicha categoría cualquier otra figura de protección cuya conservación pudiera depender, en gran medida, de los recursos hídricos superficiales, y no se hayan considerado en el anterior registro. Es evidente, que en virtud del valor del recurso y del mérito de conservación, dichas áreas presentan la más alta vulnerabilidad.

Por otro lado, como ya se comentó, la Directiva Marco del Agua contempla la evaluación y clasificación del estado ecológico de las masas de agua superficiales. Este concepto difiere sensiblemente del de calidad del agua que se ha venido utilizando tradicionalmente, y que expresa la mayor o menor potencialidad o aptitud del agua para dedicarla a un uso determinado, mientras que el estado ecológico es una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a dichas masas de agua. Basándose en indicadores biológicos (flora acuática, fauna bentónica de invertebrados e ictiofauna), hidromorfológicos (régimen hidrológico y conexión con masas de agua subterránea; continuidad del río, y condiciones morfológicas) y físico-químicos (Directiva 2000/60/CE, Anexo V), y la aplicación de métricas e índices biológicos y de otro tipo, propone una evaluación y clasificación de las masas de agua superficiales en cinco clases, en función del grado de alteración con respecto a condiciones naturales inalteradas por la actividad antrópica: muy buen estado (zonas inalteradas o con escasa alteración), buen estado, aceptable, deficiente y malo (presenta alteraciones graves de los indicadores biológicos). Las Confederaciones Hidrográficas y Agencias del Agua de las CCAA, y de acuerdo con dicha normativa, han incorporado Redes de Control Biológico que proporcionan información acerca del estado ecológico de las aguas superficiales. En caso de que no existiera en la masa de agua afectada ninguna estación próxima perteneciente a este tipo de redes, habría que

recabar información a través de publicaciones o estudios realizados por universidades y organismos de investigación que permitiera poder evaluar dicho estado ecológico. En la **Tabla 35**, se indican los criterios, a modo de propuesta, de evaluación del **factor de vulnerabilidad de los ecosistemas (V_E)**.

Valoración de la vulnerabilidad de los ecosistemas ante afección por sedimentos contaminantes procedentes de depósitos de residuos mineros.	
Criterio de valoración	V_E
Recursos y Ecosistemas Muy Altamente Vulnerables Áreas sensibles (protección ambiental de recursos y ecosistemas). Masas de agua superficiales con muy buen estado ecológico..	5
Recursos y Ecosistemas Altamente Vulnerables Humedales bien conservados no incluidos en el Convenio Ramsar o en el INZH; ecosistemas fluviales muy bien conservados. Masas de agua superficiales con un buen estado ecológico..	4
Recursos y Ecosistemas Vulnerables Masas de agua superficiales con un estado ecológico moderado..	3
Recursos y Ecosistemas Poco Vulnerables Masas de agua superficiales con un estado ecológico deficiente.	2
Recursos y Ecosistemas Poco Vulnerables Masas de agua superficiales con un estado ecológico malo.	1

Tabla 35. Criterios de valoración y clasificación de la vulnerabilidad ecológica (V_E) en función del valor del recurso y del mérito de conservación de los ecosistemas.

El **factor de exposición (F_{SUP})** o concentración de la carga contaminante a la que los distintos ecosistemas o elementos del medio se ven expuestos, se valora como función de la distancia al depósito de residuos mineros, de acuerdo con el modelo teórico de distribución ya enunciado en el $I_S(C2PO)$; la valoración de dicho factor se realiza seleccionando, en la **Figura 54**, el correspondiente valor F_{SUP} para una distancia dada. Puede observarse que es igual a la **Figura 25**.

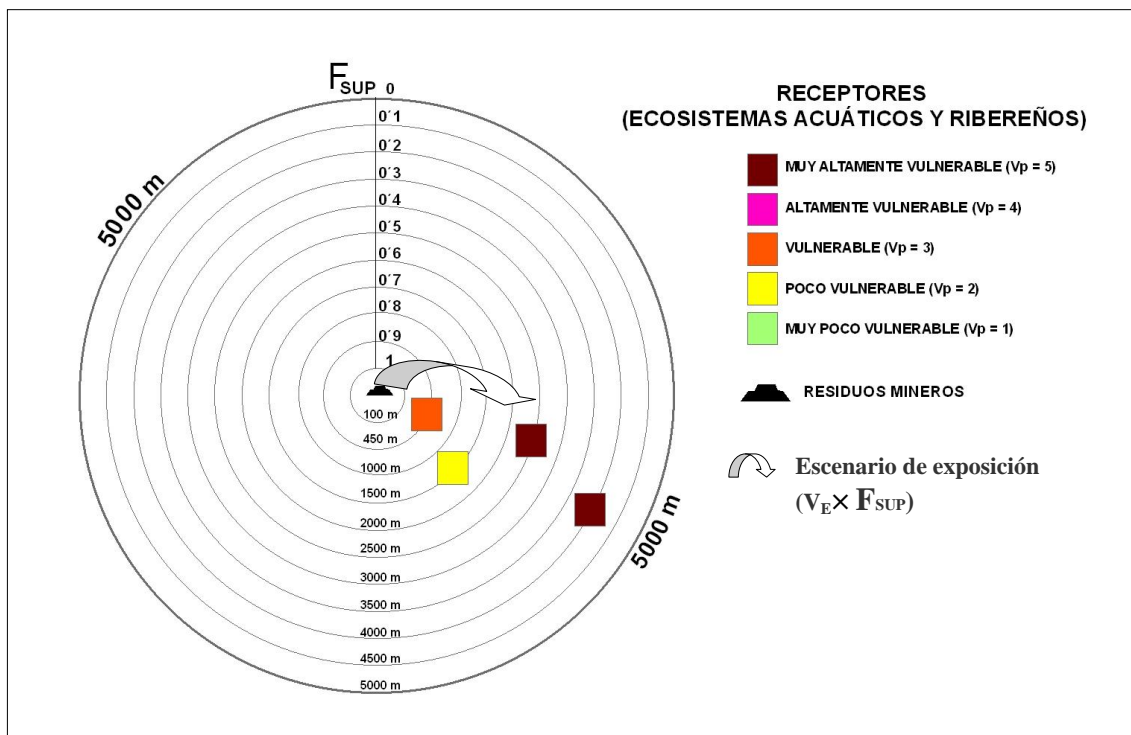


Figura 54. Criterio de selección del escenario de exposición ($V_p \times F_{SUP}$): recurso y ecosistema más vulnerable y concentración de contaminante a la que se encuentra expuesto en función de la distancia, para el cálculo del índice de severidad de los efectos derivados de la emisión de sedimentos contaminantes sobre el medio natural ($I_S(C4NA)$).

El índice de severidad de los daños sobre el medio natural $I_S(C4NA)$, en este escenario de riesgo, va a depender de la concentración de los contaminantes que será función de la distancia a la que se encuentre el ecosistema acuático y/o recurso natural más vulnerable hasta una distancia máxima de 5 km aguas abajo, y más próximo al foco emisor, y su grado de sensibilidad. Dicho índice, queda expresado por la siguiente ecuación:

$$I_S(C4NA) = F_{SUP} \times V_E$$

Dónde:

- $I_S(C4NA)$ es el Índice de Severidad de los efectos sobre el medio natural derivados de la emisión de sedimentos contaminantes procedentes de los residuos mineros.

- F_{SUP} es el factor de exposición o concentración de exposición a que se encuentran expuestos los distintos recursos naturales y ecosistemas más vulnerables, y más próximos al depósito minero.

- V_E es el factor de vulnerabilidad ecológica en función del recurso o ecosistema expuesto más vulnerable.

3.4.3.3. Índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados de la emisión de sedimentos contaminantes Is(C4SE)

En entornos poco transformados por la actividad humana, los efectos sobre el medio socioeconómico de la emisión de sedimentos serán normalmente despreciables, si no existen en las inmediaciones de los depósitos áreas de cultivo o sistemas artificiales de drenaje, por lo que la determinación del índice de severidad de los efectos sobre las actividades económicas para este escenario **Is(C4SE)**, sólo se realizará cuando el daño socioeconómico sea elevado y fácilmente constatable. Un ejemplo de este tipo de situaciones podría ser la observación de procesos de entarquinamiento grave de canalizaciones asociadas a infraestructuras de transporte o de otro tipo. En particular, puede ser interesante identificar y valorar posibles afecciones al dominio público asociado a carreteras y sus elementos funcionales e infraestructuras asociadas. En la generalidad de los casos se considerará que la valoración la severidad asociada a este escenario **no procede** ser valorada.

3.5. CONTACTO DIRECTO ORIGINADO POR EL ACCESO OCASIONAL O POR EL DESARROLLO DE ACTIVIDADES SOBRE LOS DEPÓSITOS DE RESIDUOS (CD)

3.5.1. Alcance del escenario de riesgo por contacto directo con los residuos mineros

En ciertos casos se hace necesario considerar un escenario más, relativo a la posibilidad de que se produzca un contacto directo para las personas, con posibilidad de inhalación, ingestión accidental o contacto dérmico. Los depósitos de residuos abandonados (especialmente las presas de lodos, debido a su forma plana y despejada), pueden ser utilizados por las personas para el desarrollo de diversas actividades (recreativas, deportivas u otras). Es relativamente habitual ver marcas de vehículos con o sin motor, o incluso pistas para la práctica de deporte. Esta situación ocurre, particularmente, cuando estas estructuras mineras abandonadas se encuentran en las inmediaciones de una población y no existen obras o cerramientos que impidan el acceso. A estas circunstancias se añade que, en nuestro país, se han levantado figuras de protección sobre determinados elementos del patrimonio minero, como es el caso de las declaraciones de Bien de Interés Cultural (BIC), con la categoría de Sitio Histórico, de la “Zona Minera de Riotinto-Huelva” (Decreto 236/2005, de 25 de octubre, por el que se declara BIC la Zona Minera de Riotinto-Nerva, ubicada en los términos municipales de Minas de Riotinto, Nerva y El Campillo, en Huelva), o de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión (Decreto 93/2009, de 30 de abril, del Consejo de Gobierno de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, por el que se declara BIC la Sierra Minera de Cartagena y La Unión, en Murcia). La declaración de éstas y otras figuras de protección propician la creación de una infraestructura destinada a la visita de estos espacios, tales como sendas, rutas guiadas, miradores, etc. Estas circunstancias favorecen la aparición del escenario de riesgo asociado al posible contacto directo con materiales potencialmente dañinos para la salud de las personas. Por ello, la exposición directa de las personas a los materiales finos y sustancias potencialmente tóxicas presentes en los depósitos de residuos, constituye un riesgo potencial para la salud que debe ser evaluado, cuando exista constancia de que se desarrollan actividades sobre estos espacios.

Habitualmente, los escenarios de riesgo relacionados con el contacto directo incluyen las vías de exposición relativas a la inhalación de material particulado, ingestión

accidental y contacto dérmico. Un análisis de riesgo detallado debería contemplar términos relacionados con la dosis de exposición (según su concentración y la biodisponibilidad para cada una de las vías, características de los receptores potenciales, etc.). El propósito de esta metodología es, sin embargo, la realización de una evaluación preliminar, lo que no impide que se pueda considerar la realización de un análisis de riesgo más exhaustivo en aquellos casos en los que se considere conveniente. Es por ello que los factores relacionados con las dosis de exposición no han sido analizados. Se ha evaluado la probabilidad y la severidad de un escenario de riesgo por contacto directo con los materiales de los depósitos de residuos, valorando la concentración de elementos tóxicos en los residuos, el grado de accesibilidad a dichos depósitos, la distancia a las zonas residenciales más cercanas y los usos del suelo sobre el propio depósito.

3.5.2. Índice de probabilidad del contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades: $I_P(\text{CD})$

En el caso de tratarse de un residuo de los contemplados en el Anexo I del Real Decreto 777/2012 (residuos de industrias extractivas considerados inertes), puede afirmarse que la probabilidad de generar problemas de toxicidad por contacto directo es nula o despreciable, por lo que puede asumirse que el índice de probabilidad $I_P(\text{CD})$ será cero. En el resto de casos, la probabilidad de que exista un riesgo asociado a un escenario de contacto directo con los residuos mineros depositados puede expresarse como una combinación de factores que condicionan la posibilidad de contacto del receptor con una cierta cantidad y tipología de residuos mineros durante un determinado período de tiempo. Entre estos factores de exposición se consideran a su vez:

- **Factor de concentración de contacto directo (F_{CCD})**, en función de la composición y capacidad de los residuos para producir efectos perniciosos para la salud sobre los potenciales receptores expuestos.
- **Factor de accesibilidad (F_{ACC})**, según la facilidad para que se produzca el contacto con dichos materiales.
- **Factor distancia (P_{RR})** a las zonas residenciales más cercanas.

Estos parámetros son habitualmente utilizados en la evaluación de riesgos asociados al contacto directo (EPA-Ireland; 2009; EEA, 2005).

3.5.2.1. Evaluación de la toxicidad relativa de los residuos mineros: factor de concentración de contacto directo (F_{CCD})

La composición química del material depositado (residuos mineros) y, sobre todo la presencia en la mezcla de componentes altamente tóxicos, incrementa su potencial de daño. La caracterización y determinación de los elementos metálicos presentes en los residuos mineros, se puede realizar mediante el análisis de la composición total en elementos traza, mediante el análisis en laboratorio por métodos de ataque ácido o por técnicas no destructivas como la fluorescencia de rayos X (XRF), técnica que ya cuenta con analizadores portátiles. Sobre la base de los contenidos medidos por estas técnicas en los residuos, se define un **factor de concentración de contacto directo (F_{CCD})** para cada una de los residuos evaluados. Dicho factor funciona de forma semejante al que fuera definido en el apartado **3.4.2.5**, relativo a la capacidad contaminante de los sedimentos generados por erosión en residuos mineros, si bien se ha considerado conveniente simplificarlo. Para ello se propone tener en cuenta los resultados analíticos relativos a los elementos As, Cd, Cr, Hg, Ni y Pb, pudiendo añadir el Sb si la información sobre este elemento estuviera disponible. Puede verse que, de los metales enumerados en la Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas, se propone valorar solo aquellos que han demostrado poseer una mayor peligrosidad para la población humana (Chojnacka *et al.*, 2005; EPA-Ireland, 2009).

La concentración total de estos elementos traza se compara con los Niveles Genéricos de Referencia (NGR) determinados para cada metal por cada comunidad autónoma para el uso urbano según la metodología definida en el Anexo VII de la Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados (MAGRAMA, 2007). Con los datos de contenidos totales de estos elementos, que son los considerados de mayor preocupación ambiental en escenarios de contacto directo, se realizará una comparación con los Niveles Genéricos de Referencia de suelos establecidos para usos del suelo urbano que convenga aplicar en cada caso. La decisión de emplear los Niveles Genéricos de Referencia (NGR) se justifica porque estos están establecidos a partir de consideraciones de riesgo, siendo definidos, según el artículo 2 del Real Decreto

9/2005, como: “la concentración de una sustancia contaminante en el suelo que no conlleva un riesgo superior al máximo aceptable para la salud humana”, que, para el supuesto de usos del suelo urbanos, se establece considerando la posibilidad de ingestión accidental, inhalación o contacto dérmico. En primer lugar, deberá comprobarse si han sido declarados por la Comunidad Autónoma correspondiente y, en caso contrario, deberán ser establecidos por el evaluador sobre la base de consultas bibliográficas. El factor de concentración de contacto directo se establece de forma simple, asignándole el valor 5 para aquellos casos en los que se supere en NGR de alguno de los elementos anteriormente comentados, y el valor cero en cualquier otro caso. Eso es lo mismo que valorar el índice de probabilidad de ocurrencia para el contacto directo o $I_p(\mathbf{CD})$ como cero.

Esta metodología es similar a la utilizada para la declaración de un suelo como suelo contaminado (MAGRAMA, 2007), si bien esto no implica que la metodología propuesta de evaluación preliminar del riesgo por contacto directo pretenda la declaración de los depósitos de residuos como suelos contaminados, pues no es el espíritu de este trabajo. El propósito último es obtener una llamada de atención sobre aquellos depósitos de residuos accesibles a la población que, por su concentración en determinados metales, pudieran suponer un riesgo potencial.

3.5.2.2. Evaluación de la accesibilidad a los depósitos de residuos mineros (F_{ACC})

Un elemento clave para evaluar la probabilidad de ocurrencia de un escenario de riesgo por contacto directo es la accesibilidad de los posibles receptores a los depósitos de residuos. Estos depósitos están abandonados y en numerosas ocasiones no se ha realizado un vallado o señalización de los mismos. Además, como ya se ha comentado, la protección del patrimonio minero ha tenido como resultado la incentivación de la afluencia de visitantes potenciales, lo que a su vez incrementa la probabilidad de contacto con los depósitos de residuos, al verse facilitada la accesibilidad. Se ha definido un **factor de accesibilidad (F_{ACC})** que evalúa estos aspectos. Los criterios de valoración empleados han sido ya anteriormente utilizados en análisis de riesgo por contacto directo asociado a zonas mineras y suelos contaminados (EPA-Ireland, 2009; EEA, 2005). Se propone asignar a cada categoría de accesibilidad un valor entre 0 y 1, de forma que si no existe posibilidad de acceder al depósito (categoría no accesible) el

factor de accesibilidad y, con él, el índice de probabilidad de ocurrencia será nulo. El valor 1 se asigna a aquellos depósitos en que la accesibilidad se ve incentivada por determinados elementos como la presencia de sendas, miradores, carteles, etc. Los valores del factor de accesibilidad se exponen en la **Tabla 36**. El evaluador podrá asignar valores diferentes a los que se muestran, en aquellos casos en que la realidad no se ajuste exactamente a las descripciones de la tabla, manteniendo la coherencia con la misma.

Valoración de la accesibilidad al depósito de residuos	
Criterio de valoración	F_{ACC}
Accesibilidad facilitada (elementos que incentivan el acceso: sendas, carteles, miradores, etc.); vías de acceso fáciles (caminos o pistas para vehículos)	1
Fácilmente accesible (sin restricciones o impedimentos: sin vallado, puertas o señales y sin ningún método de control del acceso); vías de acceso fáciles (caminos o pistas para vehículos)	0,75
Moderadamente accesible (vallado de la estructura y sin método de control del acceso); caminos pedestres (veredas, sendas, etc.)	0,5
Difícilmente accesible (vallado de la estructura); caminos cortados o campo a través	0,25
No accesible (completamente vallado, accesos cortados o vigilados); campo a través con dificultades	0

Tabla 36. Valoración del factor de accesibilidad F_{ACC} a los depósitos de residuos.

3.5.2.3. Proximidad de los depósitos de residuos mineros a áreas residenciales (P_{RR})

La proximidad existente entre el depósito de residuos y las zonas residenciales más próximas (entendiendo por áreas residenciales no sólo los núcleos municipales sino también urbanizaciones y poblamiento diseminado) es un elemento importante de cara evaluar la probabilidad de ocurrencia de un escenario de riesgo por contacto directo puesto que si la distancia es lo suficientemente grande, la probabilidad de ocurrencia de que se produzca el contacto será baja. Este es un elemento que también ha sido tradicionalmente evaluado en los escenarios asociados al contacto directo con depósitos mineros (EPA-Ireland, 2009) y con suelos contaminados (EEA, 2005). Dicha distancia se puede evaluar mediante la medida directa sobre mapas topográficos u ortoimágenes (existen a libre disposición diversas herramientas y visores como SIGPAC que pueden usarse de forma cómoda).

En base a lo anterior, se define un **factor de proximidad a zonas residenciales (P_{RR})**, que depende de la distancia entre el depósito de residuos evaluado y la zona residencial más próxima, y al que se asignan valores entre 0,4 y 1 según el baremo de la **Tabla 37**. Los intervalos de distancia son una modificación sobre criterios usados en metodologías similares (EPA-Ireland, 2009; EEA, 2005), mientras que los valores de factor de proximidad asignados a cada intervalo responden al interés de mantener la escala de valoraciones, de forma que el valor del índice de probabilidad permanezca dentro del rango de valores comprendido entre 0 y 5.

Valoración de la proximidad del depósito a áreas residenciales	
Distancia (m)	Valor de P_{RR}
< 250	1
250 – 500	0,8
500 – 1000	0,6
1000 – 2000	0,4
2000 – 5000	0,2
>5000	0

Tabla 37. Valoración del factor de proximidad a áreas residenciales(P_{RR}).

3.5.2.4. Cálculo del índice de probabilidad de ocurrencia del contacto directo con efectos sobre las personas y la población de los residuos mineros: $I_P(CD)$

Como ya se explicó, el índice de probabilidad $I_P(CD)$ será cero cuando no se considere que los residuos pueden tener efectos negativos para la salud ($F_{CCD}=0$) o cuando no exista posibilidad de acceder a la estructura sea nula ($F_{ACC}=0$). Para el resto de los casos, el valor de $I_P(CD)$, se expresa en una escala entre 0 y 5 (manteniéndose dentro de la escala propuesta para los índices de probabilidad fijados en el apartado 2.3., y se calculará según la siguiente fórmula:

$$I_P(CD) = F_{CCD} \times F_{ACC} \times P_{RR}$$

Donde:

- F_{CCD} es el denominado **factor de concentración de contacto directo** relativo al potencial de los residuos para originar daños para la salud.
- F_{ACC} es el denominado **factor de accesibilidad** a los depósitos de residuos.
- P_{RR} es el llamado **factor de proximidad**, que hace referencia a la distancia con la zona residencial más próxima.

3.5.3. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados del contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades: $I_s(CD)$

La severidad de los daños derivados del contacto directo con los residuos mineros, es función del tiempo de **exposición** (contacto del receptor con los residuos mineros durante un determinado período de tiempo), y de la **vulnerabilidad** de los receptores expuestos (población en este caso). El tiempo de exposición depende del tiempo de contacto directo y tiene una influencia clara en la severidad de los daños, de forma que contribuye a aumentar la severidad de las consecuencias. En general, en términos de salud, tienen una mayor significación las exposiciones de tipo crónico.

El otro factor fundamental para la evaluación de la severidad de los daños, viene dado por el grado de vulnerabilidad de los receptores ante la contaminación por contacto con los componentes tóxicos de los residuos mineros. Los diferentes grupos de población presentan una susceptibilidad intrínseca a la exposición a contaminantes, siendo los niños, ancianos y personas enfermas los grupos más sensibles.

Tanto el factor de exposición como el factor de vulnerabilidad de los receptores pueden vincularse al uso u ocupación del suelo. Por ejemplo, al uso residencial se le asocia un alto grado de vulnerabilidad por tratarse de una exposición de tipo crónico y de larga duración. Otros usos asociados a elevadas vulnerabilidades son los destinados a la realización diaria de deporte o actividades al aire libre, parques y zonas de juego infantiles, etc.

Es por esto que, con el fin de evaluar la severidad de las consecuencias del contacto directo en función del tiempo de exposición y de la vulnerabilidad de los distintos grupos de población como potenciales receptores, se ha realizado una ordenación y

valoración de los diferentes usos del suelo en función del tiempo de exposición y de vulnerabilidad de los receptores asociados a cada uno de ellos. En la **Tabla 38**, se recogen las valoraciones de determinados grupos de usos del suelo, siendo un listado orientativo susceptible de ser adaptado a los casos concretos por parte del evaluador.

Valoración de la severidad asociada a los diferentes usos o aprovechamientos desarrollados sobre los depósitos de residuos en un escenario de contacto directo	
Criterio de valoración	Is(CD)
Usos con Muy Alta severidad asociada: poblamiento marginal, parques infantiles, etc.	5
Usos con Alta severidad asociada: uso recreativo intensivo (realización de actividades deportivas), viviendas aisladas unifamiliares, etc.	4
Usos con Moderada severidad asociada: áreas residenciales urbanizadas, uso recreativo no intensivo (sendas, miradores, etc.)	3
Usos con Baja severidad asociada: actividades agrícolas, agropecuarias y forestales	2
Usos con Muy Baja severidad asociada: otros usos (comercial, industrial, etc.) de muy baja exposición	1

Tabla 38 Criterios de clasificación y valoración de la severidad de las consecuencias asociada a determinados usos del suelo.

CAPÍTULO 4. EVALUACIÓN DEL RIESGO SIMPLIFICADA PARA
ESCENARIOS DE FALLO EN LA ESTRUCTURA

4.1. FALLO O ROTURA DEL TALUD DE ESCOMBRERAS DE DESMONTE, ESTÉRILES O MINERALES DE BAJA LEY (FESC)

4.1.1. Procesos de inestabilidad y fallo de taludes de escombrera

Las escombreras son los depósitos que almacenan materiales procedentes de las capas de rocas encajantes y suelos de recubrimiento extraídos en labores de desmonte y, en general, todos aquellos residuos conocidos como estériles de mina, si bien en ocasiones albergan otros residuos de beneficio minero.

La estabilidad de las escombreras está íntimamente relacionada con el grado de compactación, teniendo una mayor estabilidad aquellas que se construyen por tongadas y son compactadas, en comparación con las que se construyen por vertido libre. Estas últimas, especialmente las de vertido libre desde cinta, cable o vagoneta a pie de pozo, son con diferencia las más inestables debido a la escasa cohesión y densidad que alcanzan. La gran mayoría de las escombreras mineras abandonadas en nuestro país se construyeron por vertido libre, especialmente todas aquellas que proceden de minas que explotaban antes de principios de los años ochenta. Cuando no se ha realizado una remodelación topográfica, la morfología en estas escombreras varía entre plataformas relativamente llanas, desde donde se realizó el vertido de los escombros, a taludes de pendiente fuerte, dependiendo del ángulo de fricción de los materiales y de la topografía original del lugar donde se asientan. Esta forma de construir las escombreras produce, por selección granulométrica, un claro predominio de los elementos gruesos sobre los finos en las zonas bajas, hasta el punto de que puede darse una casi total ausencia de finos y la zona basal adquiere en algunos casos aspecto de escollera de bloques, de tamaño decimétrico o métrico. La altura de la escombrera en vertido libre coincide con la altura de vertido. Cuanto más elevada es, la segregación por tamaños es mayor. Cuando el vertido se hace por tongadas con posterior extendido o perfilado, es lo mismo que superponer fases de vertido de poca altura. El resultado final son escombreras mucho más homogéneas en todo su volumen, además de resultar más compactadas. Todo ello redunda en una mayor estabilidad general.

El tamaño de las partículas del material vertido puede variar desde grandes bloques de roca a arcilla. Muchas veces se denominan materiales de escombrera de tipo suelo,

siguiendo a Dawson & Morgenstern (1995), cuando el 20% del material vertido o más atraviesa el tamiz de luz de malla de 2 mm. Algunas de las escombreras generadas por ciertos tipos de minería se componen mayoritariamente de bloques, suponiendo hasta el 95% de la roca excavada en las explotaciones de pizarras de techar (Bradshaw & Chadwick, 1988). En el caso de los escombros de canteras de rocas ornamentales, los bloques pueden suponer hasta el 80% del total de material extraído. El proceso al que se someten las rocas ornamentales produce también vertederos que suelen incluir fragmentos de tablas rotas, recortes, terminaciones, costrones o conchas de telares y lodos de aserrado y pulido, concentrados por decantación o filtrado (Ordóñez, 1997). Hay que advertir que, cuanto mayor es el contenido en bloques y fragmentos de roca grandes, más complicado es establecer el verdadero porcentaje de elementos gruesos, pues los de mayor tamaño tienden a ser separados durante la toma de muestras.

Cuando los estériles mineros son vertidos, en general suelen estar bastante secos, tendiendo a aumentar el contenido de agua de manera progresiva con el tiempo debido a la infiltración del agua de lluvia (Williams & Rohde, 2008). Como ya se explicó, el movimiento del agua en el interior de las escombreras puede describirse como el que sucede en suelos no saturados (Ritchie, 1994), si bien también se produce a través de vías preferentes (Nichol *et al*, 2002). Debido a su estructura, determinadas zonas del interior de las escombreras pueden quedar virtualmente aisladas del agua. A pesar de toda esta complejidad, el agua termina saliendo normalmente por el pie del talud con una periodicidad muy ligada al clima, y con unas características normalmente marcadas por la geoquímica y la mineralogía de los materiales oxidados o en proceso de oxidación.

Las inestabilidades en escombreras o fallos de la estructura debidos a deslizamientos pueden ser de varios tipos (**Figura 55**):

- Deslizamientos superficiales que son típicos de materiales sin cohesión. Normalmente, no suelen afectar a grandes volúmenes, salvo que se produzca una alteración superficial de su geometría, por ejemplo por socavación del pie del talud.
- Deslizamientos por el cimientado. En muchos casos la estabilidad de la escombrera viene condicionada por la resistencia al corte del contacto con el terreno natural. La situación es especialmente crítica cuando dicho contacto está

inclinado (escombreras de ladera) y el terreno es de tipo arcilloso o margoso saturado, con ángulos de rozamiento efectivo inferiores a 20° .

- Deslizamientos profundos con roturas circulares o mixtas, con tramos paralelos a un contorno de base. Suelen tener una evolución en el tiempo y están condicionados por fenómenos de fluencia, rotura progresiva, etc. Afectan a volúmenes importantes de estériles. Predomina en materiales con cohesión. Se pueden dar dentro de la misma masa de la escombrera, o incluir parte del subsuelo (fundación) sobre el que se apoya.

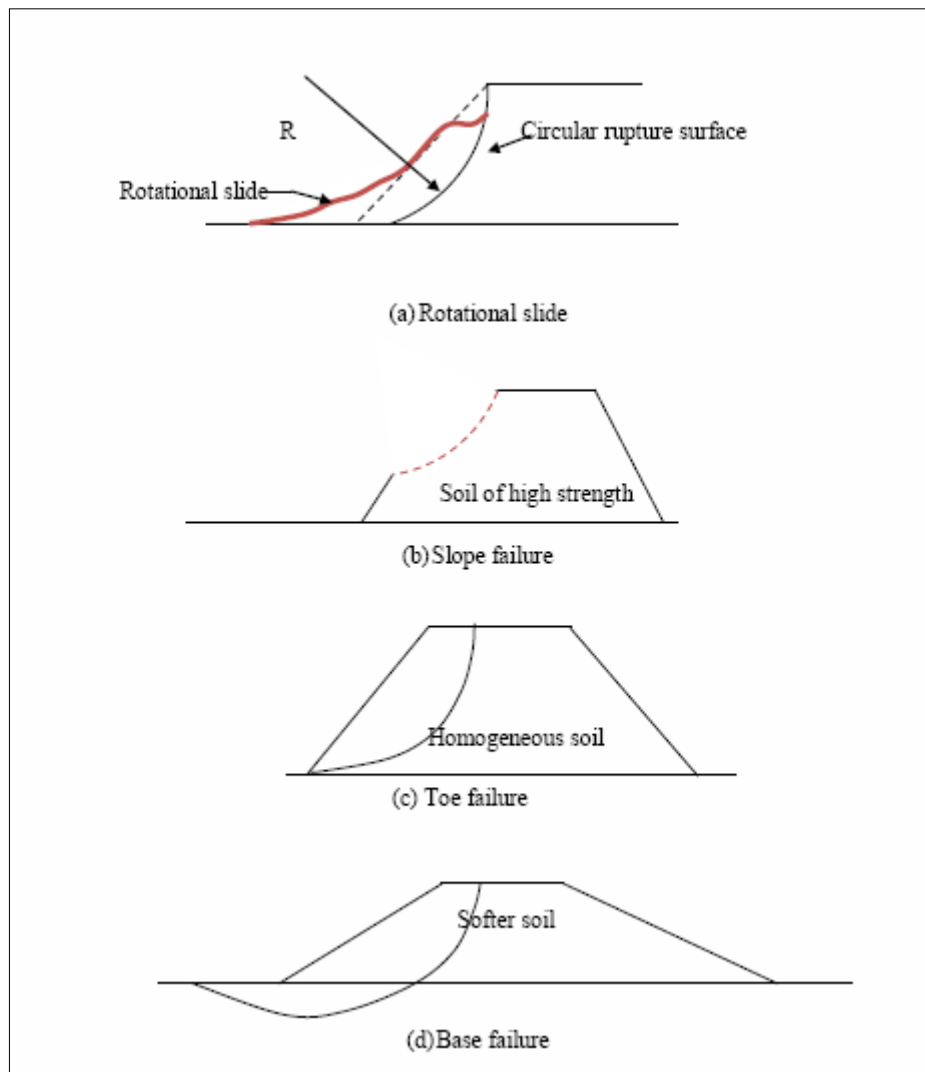


Figura 55. Tipologías de deslizamientos circulares (Charanpreet, 2009)

Entre las situaciones que son más propensas a que se produzcan fenómenos de rotura o fallo de los taludes de escombreras abandonadas están: aquellas en las que se realizó vertido pendiente abajo sobre terrenos escarpados (con pendientes superiores a 25° ó

30°) principalmente en las que los materiales contenían gran cantidad de finos, o bien estos finos se han ido generando por meteorización a través del paso de los años; aquellas que se ubicaron sobre cimientos formados por materiales blandos, con escasa resistencia al esfuerzo cortante; y, por último, las que se ubicaron en lugares donde existían surgencias (manantiales), las cuales generan la aparición de superficies freáticas dentro del cuerpo de la escombrera. Muchos de los procesos de rotura de taludes de escombrera documentados en el mundo se han referido a escombreras de minería de carbón. Los estériles de carbón por su naturaleza, parecen más propensos a sufrir procesos de inestabilidad que los producidos por otros tipos de minería.

4.1.2. Índice de probabilidad del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley: $I_p(\text{FESC})$

El cálculo riguroso de la probabilidad de rotura de una escombrera o de su peligrosidad geológica no es algo sencillo y exigiría tener en consideración aspectos diversos, tales como las características y la anisotropía de los escombros, los cambios experimentados a lo largo de la vida de la estructura, las variaciones de resistencia con los niveles de tensiones en cada punto de la eventual superficie de deslizamiento, los efectos de forma, etc. Sin embargo, dada la naturaleza preliminar del análisis de riesgo que se propone, no está justificado abordar estudios detallados de estabilidad. No obstante, existen algunos métodos simples para la auscultación de escombreras, tales como el llamado *Dump Stability Rating Scheme* (BCMWRPRC, 1991), que también es conocido como INESTEC (Junta de Andalucía, 2002), o los basados en ábacos para el cálculo de estabilidad (Freire, *et al.*, 2011). Dichos métodos no son otra cosa que procesos de asignación de valores a diferentes factores que inciden en la estabilidad de una escombrera. Los valores asignados se suman y, en función de la puntuación total obtenida frente a un baremo o escala de referencia, es posible deducir un valor que expresa una medida (cualitativa) de la estabilidad global. La amplitud de los rangos de valoración de cada factor es mayor cuanto mayor es la importancia o peso que se concede a dicho factor. Sobre la base de este tipo de métodos de valoración se propone un esquema de puntuación que se recoge en las **Tablas 39 a 43**. Mediante la suma de los valores asignados a todos los parámetros evaluados es posible obtener el valor de la **peligrosidad (P_{ESC})** entendida como susceptibilidad ante la posible rotura del talud.

Dichas tablas reúnen las diferentes clases de factores que serán tenidos en consideración, agrupados de la siguiente forma:

- Características intrínsecas y constructivas de la escombrera.
- Características del sustrato o cimentación.
- Comportamiento geotécnico de la escombrera.
- Entrada y evidencia de agua en la escombrera.
- Riesgo sísmico.

Entre la características intrínsecas y constructivas de la escombrera, se han considerado como determinantes (**Tabla 39**): la inclinación del talud en grados (°), la altura máxima de la escombrera, el sistema de vertido empleado en la construcción, y la calidad del material, expresado en términos de resistencia a la alteración o grado de alterabilidad, por la proporción o contenido en finos.

Valoración de las características intrínsecas y constructivas de la escombrera	
Criterio de valoración	Valoración del factor
Inclinación del talud general de la escombrera en grados (Θ)	
> 37	6
33-37	3
< 33	0
Altura máxima de la escombrera (H)	
> 100 m	6
99-50 m	3
49-25 m	1,75
< 25 m	0
Sistema de vertido de la escombrera (Ver)	
Vertido libre desde vagoneta, cinta, cable, etc	3
Vertido libre desde camión	1,5
Vertido en tongadas	0
Calidad del material de la escombrera (Cal)	
Material de baja durabilidad. Más de un 25% de finos	4
Material de durabilidad variable. Entre un 10% y un 20% de finos	2
Rocas de alta durabilidad o escasamente meteorizables. Menos de un 10% de finos. Rocas que han sufrido autocombustión	0
Sistemas de drenaje de la escombrera (tuberías, drenes centrales) en funcionamiento (Dr)	
No	3
Si	0

Tabla 39. Asignación de valores a los diferentes aspectos o factores de tipo constructivo que inciden en la estabilidad de una escombrera. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las **Tablas 39 a 43**) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la escombrera.

Por talud se entiende el talud general, es decir, desde la cresta superior del mismo al contacto del pie con el terreno natural, incluidas las bermas que pudiera tener; la altura y la pendiente del talud se refieren siempre al talud general. La altura de escombreras que han sufrido roturas de talud es enormemente variable (McLemore, 2009), aunque parece existir un acuerdo generalizado en que la probabilidad es mayor a mayor altura de talud.

Tal y como se ha señalado anteriormente, el método constructivo por vertido libre genera una mayor segregación del material y una menor compactación. Cuando las escombreras se construyen mediante el vertido por tongadas en sentido ascendente, la base de cada nueva tongada estará soportada por la inferior, lo que favorece una mayor estabilidad de la estructura.

La alteración física y química de los elementos de una escombrera puede afectar a la estabilidad. Procesos como los cambios de temperatura, el efecto del hielo, la hidrólisis y formación de nuevos minerales y la solubilización, van modificando la estabilidad de forma compleja, que es relativamente fácil de estudiar en superficie pero no lo es en capas profundas. Sin embargo, sí cabe valorar los tipos de rocas presentes en términos de resistencia a la alteración y durabilidad, y su influencia en el grado de estabilidad. En efecto, Lan *et al.* (2003) han señalado que las diferentes litologías pueden responder de forma diferente bajo semejantes ambientes de alteración con consecuencias en las propiedades geotécnicas. Se considera material de buena calidad cuando se refiere a rocas resistentes, poco alteradas y que contienen menos del 10 % de partículas finas (Junta de Andalucía, 2002) (**Figura 56**). Las escombreras que almacenan materiales procedentes de rocas débiles o de baja durabilidad, tales como las pizarras que acompañan al carbón, los estériles de mina de carbón mezclados con estériles de lavaderos, las rocas sedimentarias blandas, etc., en ocasiones pueden incluir tamaños inferiores a 10 mm en una proporción superior al 25 %, que podrían ser susceptibles de licuefactar. Ejemplos de materiales de baja durabilidad y alto contenido en finos se muestran en la **Figura 57**.



Figura 56. Escombreras de estériles de pizarra de techar en San Pedro de Trones (León). Ejemplo de materiales de alta durabilidad vertidos en vertientes de fuerte pendiente.



Figura 57. Escombreras de estériles diversos, procedentes de rocas blandas de la formación Escucha (arenitas, arcillas, carbón, etc.), con abundantes finos, sobre la ladera y en el hueco de la Corta Santa Lucía (Teruel) (verano de 2002), son ejemplos de materiales de baja durabilidad.

En muchas ocasiones los problemas de estabilidad están asociados a un deficiente drenaje del cimientto, la obturación de manantiales y la infiltración de escorrentías y lluvias, especialmente en períodos de elevada intensidad de las precipitaciones. Otras veces los problemas se generan por acumulación de agua superficial o flujo de escorrentía hacia los taludes periféricos. Especialmente cuando se ocupan de forma parcial o total vaguadas o vías de escorrentía concentrada, es importante la evacuación de ésta mediante desvíos y canales perimetrales. Partiendo de la heterogeneidad interna que puede encontrarse en una masa de estériles mineros, es obvio que la entrada o infiltración de agua en la escombrera puede incrementar la presión de poro en zonas críticas, reduciendo la resistencia de los materiales.

Las condiciones del cimientto se configuran como el principal factor que aporta estabilidad a una escombrera, debido a que es el punto de contacto entre la estructura y el terreno (Junta de Andalucía, 2002). Al menos teóricamente, si el cimientto está nivelado, es competente y posee un drenaje adecuado, la altura que puede alcanzar una escombrera es prácticamente ilimitada, incluso si se construye por vertido libre según el ángulo de reposo. El sustrato se puede clasificar en función de la resistencia del material en tres tipos: roca sana (materiales altamente resistentes), suelo rígido o roca blanda (suelo consolidado o roca que se comporta como tal) y suelo poco consolidado (suelos blandos). Igualmente, la pendiente del cimientto puede llegar a tener una elevada importancia. Se conocen casos de licuefacción de escombreras de carbón en la Columbia Británica cuya pendiente del cimientto era de 25°. En terrenos de gran pendiente, donde el factor de seguridad frente a la rotura es bajo, la posibilidad de producirse deslizamientos es muy alta. Actualmente, se recomienda construir diques de contención de sección trapezoidal al pie del área destinada al vertido de estériles cuando la pendiente del terreno supera los 20°. En la **Tabla 40** se recogen los criterios de valoración de las características del sustrato. Como es lógico, la presencia constatada de signos o evidencias de inestabilidad (grietas de tracción, asentamientos, socavación del pie, etc.) es un elemento de juicio insoslayable para valorar la estabilidad de una escombrera sobre la base de inspecciones visuales recientes (**Tabla 41**).

Valoración de las características del sustrato o cimentación	
Criterio de valoración	Valoración del factor
Pendiente del material de cimentación o sustrato (Φ)	
> 25	6
20-25	3
15-20	1,5
<15	0
Material del sustrato o cimentación (Sus)	
Suelo poco consolidado	4
Suelo rígido o roca blanda	2
Roca sana	0

Tabla 40. Asignación de valores a los diferentes aspectos o factores relativos a las características del sustrato (fundación) que inciden en la estabilidad de una escombrera. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las **Tablas 39 a 43**) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la escombrera.

Valoración del comportamiento geotécnico de la escombrera	
Criterio de valoración	Valoración del factor
Evidencias de inestabilidad (Ins)	
Grietas de tracción profundas, asentamientos, socavación del pie	4
Alguna evidencia (grietas poco profundas, deslizamientos locales, etc.)	2
No hay evidencias de inestabilidad	0
Estado erosivo: carcavas de erosión (Car)	
Profundas.	3
Alguna evidencia	1,5
No hay	0

Tabla 41. Asignación de valores a evidencias de inestabilidad de una escombrera. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las **Tablas 39 a 43**) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la escombrera.

Todos los casos de rotura de una escombrera por licuefacción conocidos se han producido durante o después de intensas lluvias, nieve, etc. Parece ser que un estado de humedad próximo a la saturación es el requisito para que se produzca la licuefacción estática. En el tristemente famoso caso de Aberfan (Gales), los piezómetros colocados cerca de la base de la escombrera registraron excesos de presión de poro por encima de los tres metros a continuación de lluvias intensas, manteniéndose este nivel durante uno o dos días (Bishop *et al.*, 1969).

Las precipitaciones máximas en 24h son un indicador muy utilizado de la intensidad de

lluvia en un determinado lugar, para tenerlo en consideración en el diseño de obras de ingeniería que tienen que soportar aguaceros o avenidas. Suelen emplearse periodos de retorno diversos, que están establecidos en función de la importancia y características de la obra. La precipitación máxima en 24 horas para un periodo de retorno de 100 años puede obtenerse del programa (MAXPLUWIN) de la publicación “Máximas lluvias diarias en la España Peninsular” del CEDEX, accesible en Internet vía web (http://epsh.unizar.es/~serreta/documentos/maximas_Lluvias.pdf). Se ha considerado también la influencia de la pluviometría media anual.

Valoración de la entrada y evidencia de agua en la escombrera	
Criterio de valoración	Valoración del factor
Precipitación media anual en mm/año (P)	
>800	4
500-800	2
250-500	1
<250	0
Precipitación máxima en 24 horas en mm/día (P₂₄) para un periodo de retorno de 100 años	
>150 mm	4
125-150	3
100-125 mm	2
75-100 mm	1,5
50-75 mm	1
<50 mm	0
Sistema de desvío perimetral de aguas de lluvia (Per)	
No hay	3
Parcial y/o insuficiente	1,5
Adecuado y en buen estado	0
Evidencia de agua dentro de la estructura (Aq)	
Indicios de depósito saturado. Presencia de agua en el talud. Presencia de agua no ocasional en la plataforma de la escombrera. Pie de escombrera en contacto con agua de arroyos o ríos. Presencia de vegetación hidrófila (juncos, eneas, <i>Phragmites</i>)	6
Pie de escombrera en zona de inundación con exclusión de los casos anteriores	3
Deposito seco o casi seco	0

Tabla 42. Asignación de valores relativos a la incidencia del agua en la estabilidad de una escombrera. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las **Tablas 39 a 43**) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la escombrera.

El efecto de los movimientos sísmicos sobre la estabilidad de escombreras puede ser evaluado mediante los valores conocidos de la denominada aceleración sísmica básica (a_b) (**Tabla 43**). Con respecto a la acción sísmica que se puede producir en la

construcción y conservación de escombreras, es de aplicación la Norma de Construcción Sismorresistente NCSE-02. En dicha norma se realiza una clasificación de las construcciones a partir de la gravedad de las consecuencias que se pudieran originar en caso de producirse un terremoto, de modo que las escombreras se consideran construcciones de especial importancia al poder producirse efectos catastróficos ante movimientos sísmicos (Junta de Andalucía, 2002).

Valoración del riesgo sísmico	
Criterio de valoración	Valoración del factor
Aceleración sísmica básica (a_b)	
• $> 0,16$	5
• $0,12-0,16$	3
• $0,08-0,12$	1,5
• $0,04-0,08$	0,5
• $< 0,04$	0

Tabla 43. Asignación de valores relativos a la incidencia de la sismicidad en la estabilidad de escombrera. Los valores de la aceleración sísmica básica se obtienen del Mapa de peligrosidad sísmica (Norma Sismorresistente). La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las **Tablas 39 a 43**) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de una escombrera.

La suma de todos los valores de los parámetros recogidos en las **Tablas 39 a 43** dará como resultado la magnitud de lo que se ha denominado **peligrosidad (Pe_{ESC})**. Refleja la probabilidad de ocurrencia del escenario de rotura del talud del depósito que se esté evaluando en un rango comprendido entre 0 y 61. Con el objeto de mantener una escala de valoración común en todos los parámetros de evaluación del riesgo considerados, se ha realizado una transformación de los valores Pe_{ESC} a un índice de probabilidad de fallo de la escombrera $Ip(FESC)$ entre 0 y 5 (**Figura 58**), lo que equivale a que, cuando Pe_{ESC} varía entre 0 y 50, $Ip(FESC) = Pe_{ESC} \times 1/10$, y cuando $Pe_{ESC} > 50$, entonces $Ip(FESC) = 5$.

Puntuación del factor peligrosidad (Pe_{ESC})	
>40	Muy Alta
30-40	Alta
20-30	Media
10-20	Baja
<10	Muy Baja

Tabla 44. Valores del factor peligrosidad (Pe_{ESC})

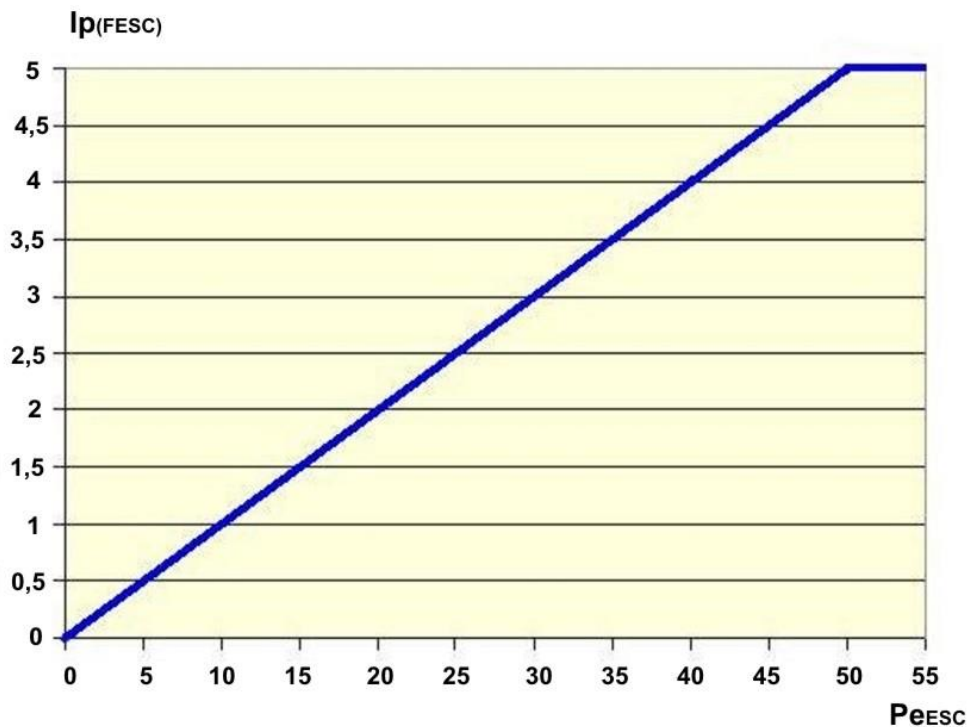


Figura 58. Índice de probabilidad de ocurrencia ($I_p(\text{FESC})$) en función de la peligrosidad ($P_{e\text{ESC}}$).

4.1.3. Índice de severidad del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley: $I_s(\text{FESC})$

En comparación con las presas de residuos mineros se conocen menos casos catastróficos asociados a la rotura o pérdida de estabilidad de una escombrera. Esto se justifica por la relativamente poca movilidad de los estériles sólidos de las escombreras frente a los residuos saturados almacenados en las presas, que pueden llegar a alcanzar distancias kilométricas (Freire *et al.*, 2011). No obstante, Campbell & Shaw (1978) describieron roturas de escombreras de carbón de elevada altitud, que produjeron deslizamientos de enorme movilidad, alcanzando distancias del orden de cinco veces la altura del talud.

Por la propia naturaleza de los procesos de rotura de taludes, los efectos suelen manifestarse de forma más o menos rápida. La velocidad de desplazamiento del material que desliza o fluye es un parámetro de gran importancia desde el punto de vista de la severidad de las posibles consecuencias. En efecto, el potencial destructivo del material movilizado, a semejanza de los movimientos de ladera, será proporcional a la

velocidad del deslizamiento y el área afectada (Cruden & Varnes, 1996). Existe unanimidad en la comunidad científica al considerar que la velocidad de un deslizamiento es uno de los parámetros fundamentales a la hora de producir daños personales, considerándose 5 m/s una velocidad crítica por encima de la cual es difícil que una persona pueda escapar (IGME, 2005). Sin embargo, la realización de predicciones sobre la velocidad de movimiento requiere análisis de cierta complejidad, que no pueden plantearse en estudios preliminares de evaluación del riesgo. Una aproximación más sencilla a la valoración de las posibles consecuencias es la que intenta analizar la movilidad de la masa de residuos a la luz de la experiencia acumulada en el estudio de deslizamientos, corrimientos de tierras o flujos de derrubios. El trabajo de Srour (2011), proporciona instrumentos de análisis gráfico que pueden ser de utilidad para establecer la distancia máxima previsible de recorrido o el alcance de los residuos mineros en procesos de rotura de escombreras, sobre la base de modelos empíricos desarrollados por Golder Associates Limited (1995), Hugn (1995) y Corominas (1996), basados en el ángulo de alcance. El ángulo de alcance, que representa el ángulo formado entre la cresta de la hipotética superficie de rotura y el pie de la masa movilizada, es altamente dependiente de la masa total de residuos desplazada, que a su vez depende en buena medida del tamaño de la estructura. La relación existente entre el recorrido y la relación entre la altura o diferencia de cota entre el pie de la masa deslizada y la coronación es empleada por Srour (2011) para confeccionar unos gráficos en los que es posible analizar la probabilidad de excedencia de los valores calculados en función del volumen movilizado y el grado de confinamiento. Considerando desde un punto de vista muy conservador que siempre se producen movimientos confinados y que todo el volumen de la estructura se moviliza, lo que está muy lejos de ser cierto, es posible realizar estimaciones del recorrido (D_{max}) para diferentes tamaños de escombreras en el supuesto de nula probabilidad de excedencia. En la **Tabla 45** se ofrecen valores de la distancia máxima para diferentes alturas y volúmenes de escombrera. El volumen se refiere a volumen movilizado, pudiendo suponerse que es equivalente al total con un criterio bastante conservador.

Valores asignados de distancia máxima recorrida por los residuos (D_{max}) en procesos de rotura de escombreras										
Volumen 10.000.000 m ³										
H			30	40	50	60	70	80	90	100
D_{max}			390	520	650	780	910	1040	1170	1300
Volumen 5.000.000 m ³										
H			30	40	50	60	70	80	90	100
D_{max}			330	440	550	660	770	880	990	1100
Volumen 1.000.000										
H		20	30	40	50	60	70	80	90	100
D_{max}		180	270	360	450	540	630	720	810	900
Volumen 500.000 m ³										
H		20	30	40	50	60	70	80	90	
D_{max}		160	240	320	400	480	560	640	720	
Volumen 100.000 m ³										
H		20	30	40	50	60	70	80		
D_{max}		140	210	280	350	420	490	560		
Volumen 50.000 m ³										
H	10	20	30	40	50	60	70			
D_{max}	60	120	180	240	300	360	420			
Volumen 10.000 m ³										
H	10	20	30	40	50	60	70			
D_{max}	50	100	150	200	250	300	350			

Tabla 45. Valores asignados de distancia máxima recorrida en metros por los residuos (D_{max}) en procesos de rotura de escombreras, en función del volumen movilizado y la altura (H) en metros.

4.1.3.1. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley I_s (FESCPO)

Respecto a la delimitación de la posible zona de afección sobre una base cartográfica de detalle, conocido un determinado alcance ($D_{máx}$), puede hacerse proyectando el contacto

de la base del depósito de residuos con el terreno natural hasta alcanzar dicha distancia, siguiendo las líneas de máxima pendiente y teniendo en consideración el confinamiento lateral que la propia topografía puede producir. Esa zona de afección determina los elementos en riesgo o receptores expuestos, los cuales pueden ser tan diversos como la flora y fauna silvestre presentes, cultivos y ganado, infraestructuras, superficies que sustentan diversas actividades económicas y, por supuesto, áreas habitadas u ocupadas por la población humana. Dado que la base de cálculo de la distancia o alcance es empírica, convendrá un cierto grado de conservadurismo. La zona en riesgo delimitada servirá de referencia para el cálculo de los respectivos índices de severidad de los efectos sobre las personas y población, el medio natural y socioeconómico derivados del fallo de este tipo de estructura.

La consecuencia más grave del fallo de una escombrera es la pérdida de vidas humanas, por lo tanto, el factor de riesgo más importante será el de la **población expuesta (P_{EX})** hasta la distancia máxima de recorrido del material deslizado ($D_{máx}$). La severidad de los daños sobre la población con riesgo potencial de afección por la hipotética rotura del talud de una escombrera dependerá de la densidad de población o contingente humano expuesto y de su vulnerabilidad, los cuales serán función de los patrones de actividad y uso del suelo, incluyendo aspectos relativos a la protección ejercida por las características de construcción inherentes al mismo (p.e. un área residencial edificada o un camping). Al igual que en el caso de los escenarios de riesgo por contaminación se propone una serie de criterios de carácter puramente orientativos para el evaluador. A la hora de diseñar los criterios de evaluación de este factor, se han tenido en consideración algunas de las propuestas utilizadas en la “Guía Técnica relativa a la Clasificación de Presas en función del Riesgo Potencial” (Ministerio de Medio Ambiente, 1996); al igual que en la mencionada guía, se han considerado los siguientes conceptos:

- *Núcleo urbano de población*, entendiéndolo como tal, y de acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística (INE), el conjunto de al menos diez edificaciones que estén formando calles, plazas y otras vías urbanas. Por excepción, el número de edificaciones podrá ser inferior a diez, siempre que la población de derecho que habita las mismas supere los 50 habitantes. Se incluyen en el núcleo aquellas edificaciones que, estando aisladas, distan menos de 200 m de los límites exteriores del mencionado conjunto, si bien en la determinación de dicha distancia han de excluirse los terrenos ocupados por instalaciones industriales o

comerciales, parques, jardines, zonas deportivas, cementerios, aparcamientos y otros, así como los canales o ríos que puedan ser cruzados por puentes. En dicha guía técnica se considera una afección grave a un núcleo urbano cuando puedan verse afectadas más de cinco viviendas habitadas.

- *Número reducido de viviendas o viviendas aisladas*: se considerará número reducido de viviendas el comprendido entre uno y cinco viviendas habitadas.
- *Pérdida incidental de vidas humanas*: hace referencia a una presencia ocasional y no previsible de población.

En la presente metodología el núcleo urbano de población, desde el punto de vista de la afección a la vida de las personas, es tratado como un elemento muy vulnerable siendo considerado uno de los peores escenarios. Se aplica un criterio conservador al considerarse la población total del núcleo, siempre y cuando existan viviendas incluidas en la zona que pudiera verse afectada por los residuos movilizados, aunque dicha zona de afección incluya de forma marginal una pequeña superficie del núcleo urbano. La pérdida de vidas humanas es sin lugar a dudas inaceptable, no obstante, y dada la necesidad de establecer una priorización entre escenarios de riesgo, cabe la posibilidad de realizar una valoración de los núcleos de población en función de su tamaño o número de habitantes, siendo el valor mínimo 3,5 (vulnerabilidad alta) para núcleos de 50 habitantes y 5 para los de carácter urbano de más de 10000 habitantes (vulnerabilidad muy alta), estableciéndose diferentes valoraciones según distintos intervalos de población (**Tabla 46**). Para la determinación de la población de derecho o número de habitantes de cada núcleo se puede recurrir a una fuente estadística como el Nomenclator (INE), pudiéndose consultar vía Internet a través de la dirección www.ine.es/nomen2/index.do.

Al igual que en la guía técnica anteriormente mencionada, se considerarán viviendas aisladas a la existencia de una o varias edificaciones destinadas a uso residencial, y que no superen conjuntamente un máximo de cinco viviendas. En España, según el Censo de Población y Viviendas de 2011 del Instituto Nacional de Estadística, el tamaño medio de una familia es de 2,58 miembros, tal y como se ha señalado en apartados anteriores. La valoración asignada a los núcleos urbanos y viviendas aisladas queda reflejada en la **Tabla 46**.

Valoración de la vulnerabilidad de los núcleos de población y viviendas aisladas ante el fallo o rotura del talud de una escombrera	
Criterio de valoración	P _{EX}
Núcleos urbanos: Población de > 10000 habitantes	5
Núcleos urbanos: Población entre 5001 y 10000 habitantes	4,75
Núcleos urbanos: Población entre 2001 y 5000 habitantes	4,5
Núcleos urbanos: Población entre 1001 y 2000 habitantes	4,25
Núcleos urbanos: Población entre 501 y 1000 habitantes	4
Núcleos urbanos: Población entre 101 y 500 habitantes	3,75
Núcleos urbanos: Población entre 50 y 100 habitantes	3,5
Núcleos de Población < 50 habitantes o viviendas aisladas	3

Tabla 46. Criterios de valoración del factor población expuesta P_{EX} en núcleos de población y viviendas aisladas ante la rotura o fallo del talud de una escombrera

Cuando no exista ningún núcleo de población, el valor de población expuesta (P_{EX}) se asignará en función de la vulnerabilidad del tipo de ocupación del suelo, fundamentalmente. En la **Tabla 47** se muestra una relación de usos en función de su vulnerabilidad. Se trata de una lista abierta a la incorporación de nuevos criterios o a la adaptación de los ya expuestos a la casuística propia de la zona, por parte del evaluador. Usos expuestos que pueden considerarse altamente vulnerables ante la rotura o fallo de la estructura de contención de los residuos mineros son: las grandes superficies comerciales, los polígonos industriales, los colegios, hospitales, centros deportivos y todos aquellos otros usos que conlleven una afluencia de población y un tiempo de exposición relativamente alto. Se han considerado muy especialmente aquellos cuyas características intrínsecas y/o constructivas les hagan especialmente vulnerables por ofrecer una escasa protección, tal es el caso de las áreas residenciales de carácter marginal (poblados de infraviviendas) o campings localizados en zona de riesgo.

Respecto a la valoración de las infraestructuras viarias que pudieran verse afectadas desde el punto de vista de la evaluación del daño a las personas se recomienda, siempre que sea posible, utilizar como criterio la intensidad media diaria (IMD) de tráfico, medida en vehículos/día consultando para ello mapas de intensidades de tráfico realizados por las CCAA o el Ministerio de Fomento. En caso de carecer de dicha información, puede constituir un criterio la clasificación de la red viaria en función de su titularidad. Así las vías de comunicación que integren la Red de Interés General del

Estado (RIGE) dependiente de la Administración Central se presupone que tendrán una mayor intensidad de tráfico, ya que está formada por las carreteras que enlazan comunidades autónomas y conectan los principales núcleos de población del Estado, formando parte a su vez de los principales itinerarios internacionales; le seguiría en importancia, la Red de Carreteras Autonómicas pudiéndose distinguir en la misma una jerarquización (carreteras secundarias de primer orden, de segundo orden, etc.) que se interpreta también como un mayor o menor tránsito de vehículos; y por último, la Red Provincial de Carreteras dependientes de las Diputaciones Provinciales. Las vías de alta capacidad (autovías y autopistas), estatales y autonómicas, se da por hecho que soportan altas intensidades de tráfico. Otras vías de comunicación como el ferrocarril se valorará en función de si prima el transporte de pasajeros o mercancías, y de la frecuencia de tránsito.

Los usos agrarios (agrícolas y agropecuarios) y recreativos, de tipo extensivo, es decir, de baja exposición al riesgo desde el punto de vista temporal y/o demográfico, son los que representan una vulnerabilidad baja. Las zonas de escasa afluencia de población se considerarán de muy baja vulnerabilidad, donde las pérdidas humanas son incidentales y poco previsibles.

Valoración de la vulnerabilidad de la población expuesta en zona de riesgo derivado del fallo o rotura del talud de una escombrera	
Criterio de valoración	P_{EX}
Usos Muy Altamente Vulnerables: áreas residenciales incluidas las marginales; campings	5
Usos Altamente Vulnerables: grandes superficies comerciales y recreativas, colegios, hospitales, zonas industriales, Vías de alta capacidad y de elevada intensidad de tráfico, ferrocarril pasajeros de alta frecuencia (cercanías, etc.) etc.	4
Usos Vulnerables: parques, uso recreativo/deportivo intensivo (en afluencia), zonas de atracción poblacional (romerías, etc.), Vías de intensidad moderada de tráfico; ferrocarril pasajeros frecuencia moderada (largo recorrido, etc.); etc.	3
Usos Poco Vulnerables: actividades agrícolas y agropecuarias extensivas, recreativo/deportivo extensivo, Vías de baja intensidad de tráfico, Ferrocarril mercancías o pasajeros frecuencia baja, etc.	2
Usos Muy Poco Vulnerables: Zonas poco transitadas por la población	1

Tabla 47. Criterios de valoración del factor población expuesta P_{EX} en función de la vulnerabilidad de los usos expuestos en la zona de riesgo por fallo del talud de una escombrera

El evaluador realizará una lista no exhaustiva de los elementos más significativos expuestos, asignando al factor P_{EX} un valor en función del tamaño del núcleo de

población que pudiera verse afectado o del elemento más vulnerable expuesto, siempre con un criterio claramente conservador. En el caso de que pudiera afectar a varios núcleos de población se sumarían sus habitantes, y se asignaría el valor de un núcleo urbano cuyo tamaño sería el correspondiente al contingente de población total expuesto, de acuerdo con lo establecido en la **Tabla 46**. El valor último del factor P_{EX} será el del peor escenario considerado, lo que significa que, de los elementos expuestos (núcleos u otros usos del suelo), se tomará el que suponga un más alto valor de exposición para la población.

Finalmente, el índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley o **$I_s(\text{FESCPO})$** se asignará en función: del valor del factor población expuesta (P_{EX}) en el peor de los escenarios, en la zona delimitada como de riesgo, de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$I_s(\text{FESCPO}) = P_{EX}$$

4.1.3.2. Índice de severidad de los efectos sobre el medio natural derivados del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley $I_s(\text{FESCNA})$

La rotura de un depósito de residuos mineros y la movilización de un determinado volumen de material aguas abajo, siguiendo la línea de máxima pendiente, tendrá como resultado la destrucción física o un impacto severo sobre los ecosistemas expuestos por contaminación dependiendo de la toxicidad de los residuos. Como ya se explicó al inicio de este manual, los procesos de contaminación asociados a este tipo de accidentes complicarían mucho el análisis, puesto que habría que pensar de nuevo en valoraciones de la probabilidad de que se produzcan procesos de contaminación asociados a la nueva situación creada: residuos esparcidos en un área mucho mayor que la que inicialmente ocupaban. Por ello, se asume que todo el terreno afectado por un vertido accidental será arrasado por el mismo o por las inmediatas labores de limpieza que le sucederán (lo que está de acuerdo con la experiencia de los últimos años). La severidad de los daños será función de los valores de conservación de los ecosistemas afectados y de su vulnerabilidad. Los efectos más graves desde el punto de vista medioambiental se

producirán cuando existan áreas sensibles en la zona considerada de probable afección o que pudiera ser alcanzada por el material movilizado. Las áreas sensibles o más vulnerables están representadas por los espacios naturales protegidos (ENP), los espacios protegidos de la Red Natura 2000, esto es, Lugares de Importancia Comunitaria (LICs), Zonas Especiales de Conservación (ZECs) y Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs), los hábitats incluidos en el Catálogo Español de Hábitats en Peligro de Desaparición, así como áreas protegidas por instrumentos internacionales (Humedales de Importancia Internacional de acuerdo con el Convenio RAMSAR; sitios naturales de la lista de Patrimonio Mundial y Reservas de la Biosfera declarados por la UNESCO; Reservas Biogenéticas del Consejo de Europa; áreas protegidas del Convenio para la protección del medio marino del Atlántico del Nordeste (OSPAR); Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM); etc.). Se incluyen también como áreas sensibles, las Áreas Importantes para las Aves de España (IBAS) y los humedales incluidos en el Inventario Español de Zonas Húmedas (IEZH), así como otros espacios que los órganos competentes en materia de medio ambiente consideren de especial relevancia para la protección y conservación de la biodiversidad y el patrimonio natural. En la **Tabla 48** se expone a título orientativo criterios de valoración de la vulnerabilidad ecológica (V_E).

Valoración de la vulnerabilidad ecológica de ecosistemas y elementos naturales expuestos en zona de riesgo derivado del fallo o rotura del talud de una escombrera	
Criterio de valoración	V_E
Áreas sensibles objeto de protección ambiental	5
Tramos de río declarados y/o valorados como Zonas de Interés Piscícola Salmonícolas y Cipricolas; masas de agua superficiales con estado ecológico muy bueno o bueno. Arbolado forestal bien conservado (frondosas, perennifolias, caducifolias, coníferas).	4
Matorrales, dehesas, cultivos leñosos (olivar, frutales, viñedo, etc.), masas de agua superficial con estado ecológico moderado.	3
Prados y pastizales; cultivos herbáceos, cursos fluviales y láminas de agua con ecosistemas fluviales degradados y estado ecológico deficiente.	2
Espacios urbanos y ecosistemas muy degradados por la acción antrópica.	1

Tabla 48. Criterios de valoración de la vulnerabilidad ecológica (V_E) en función de la vulnerabilidad de los ecosistemas expuestos en la zona de riesgo por fallo del talud de una escombrera.

Por último, el índice de severidad de los daños sobre el medio natural derivados del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley (**Is(FESCNA)**) será función del ecosistema o elemento natural más vulnerable expuesto (**V_E**) en la zona delimitada como de riesgo (apartado **4.1.3.1**), de acuerdo con la siguiente igualdad:

$$\mathbf{Is(FESCNA) = V_E}$$

4.1.3.3. Índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley Is(FESCSE)

La severidad de las consecuencias va a estar en función de la destrucción, o daño irreversible, que pudiera causar el deslizamiento del material almacenado por rotura de la escombrera sobre el patrimonio cultural, especialmente el calificado como Bien de Interés Cultural (BIC) o cualquier otra figura de protección, sobre las actividades económicas prioritarias en la zona de estudio, y sobre servicios (hospitales, etc.) e infraestructuras esenciales (abastecimiento de agua, energía, comunicación viaria, etc.).

En la **Tabla 49** se exponen criterios generales de valoración de la vulnerabilidad de los elementos del medio socioeconómico (**V_{SE}**) de los elementos expuestos, en función de su valor patrimonial y carácter prioritario desde el punto de vista social y económico. Lógicamente dichos criterios tienen un carácter generalista, por lo que dependiendo de las características específicas del medio socioeconómico afectado se podrán incluir nuevos criterios, o inclusive alterar el orden y valor de los ya expuestos por parte del evaluador.

Valoración de la vulnerabilidad del medio socioeconómico expuesto en zona de riesgo derivado del fallo o rotura del talud de una escombrera	
Criterio de valoración	V_{SE}
Patrimonio cultural protegido (BIC, etc.)	5
Actividad económica prioritaria en la zona de estudio. Servicios esenciales (hospitales, etc.) Infraestructuras vitales (abastecimiento agua y energía). Vías de comunicación (carretera o ferrocarril de interconexión externa, vías de alta capacidad, RIGE, AVE, etc.)	4
Otras actividades económicas secundarias. Vías de comunicación red secundaria e infraestructuras no vitales y servicios no esenciales.	3
Afección a servicios, infraestructuras y actividades económicas de escasa importancia	2
Afección a elementos sin ningún valor cultural, productivo o de escaso aprovechamiento	1

Tabla 49. Criterios de valoración de la vulnerabilidad del patrimonio cultural, sistema productivo, infraestructuras y servicios esenciales en la zona de riesgo por fallo del talud de una escombrera.

El índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados del fallo o rotura del talud de escombreras de desmonte, estériles o minerales de baja ley **Is(FESCSE)** será función: del patrimonio cultural, actividad económica, infraestructura o servicio esencial más vulnerable expuesto (**V_{SE}**) en la zona delimitada como de riesgo (apartado **4.1.3.1**), de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\mathbf{Is(FESCSE)} = \mathbf{V_{SE}}$$

4.2. FALLO O ROTURA DEL TALUD DE PILAS DE RESIDUOS DE LIXIVIACIÓN (FLIX)

4.2.1. Procesos de rotura de pilas de residuos de lixiviación

Esta tipología de depósitos de residuos se ha separado de las escombreras por sus especiales características, tanto en lo que refiere a la altura y granulometría, como al grado de saturación que pueden alcanzar debido a la irrigación de las capas mediante un lixivante durante el periodo de actividad. Este tipo de estructuras tiene escasa representación en España: Tharsis (Huelva), Rodalquilar (Almería) y Salave (Asturias) son las tres únicas pilas de lixiviación existentes, coincidiendo que en los tres casos se trata de pilas para obtención de oro mediante cianuración (Llorente *et al.*, 1991). En otros países como Chile, Perú o EE.UU alcanzan alturas superiores a 100 m.



Figura 59. Pila de residuos de lixiviación en Tharsis (Huelva).

Existe una gran confusión respecto a la terminología. En general, el termino vertedero o botadero de lixiviación “*dump leaching*” se refiere a la lixiviación de minerales sin tratamiento (trituración), que son transportados desde el mismo frente de explotación de yacimientos marginales (pórfidos cobrizos) o con leyes pobres de minerales de montera (oxidados). Los montones del material extraídos con voladuras se transportan desde el

frente de la corta a los vertederos donde se vierten en capas. El tamaño de grano varía desde 200 mm, hasta tamaños de gravas y arenas. Generalmente, el mineral marginal se deposita en zonas cerradas y con poca altura, en bancos de 15 a 20 metros de altura, con longitudes de 300-500 metros y anchuras de 30-50 metros.

Actualmente, el método mas extendido es de pilas de lixiviación o “*heap leaching*”, aplicados a minerales de oro, cobre, níquel, o uranio previamente preparados. Las pilas se forman en cortos periodos de tiempo, con alturas de 2 a 15 metros por capa de recrecimiento y tonelajes que pueden oscilar entre 5.000 a 500.000 toneladas por pila, cuya recuperación es mayor y más rápida que en vertederos de mayor altura, lo que convierte a este sistema en el método de beneficio principal del yacimiento, debido a los bajos costos de inversión y operación, la rapidez de ejecución del proyecto y la simplicidad y flexibilidad de las operaciones. Es la técnica más extendida en yacimientos de pórfidos cupríferos (sulfuros y óxidos de cobre), en depósitos de gran tonelaje y baja ley tipo Cu-Mo, Cu-Au, Cu, Au y Mo, generalmente con contenidos en Cu < 1% y 0,4 a 2 gr/tonelada de oro.

Las menas acumuladas en pilas se someten a una lixiviación mediante ácido sulfúrico, sulfato férrico, cianuro sódico, etc., según sean óxidos de cobre, sulfuros de cobre, u oro, respectivamente. Para que el lixiviado sea efectivo se necesita que el tamaño del material lixiviado sea homogéneo, sometiéndolo previamente a un proceso de machaqueo y trituración para obtener, a veces, tamaños de grano cercano o inferior a 2 cm.

Este sistema requiere la preparación del terreno, mediante perfilado para suavizar pendientes (pendientes que pueden ser de un 1% hacia uno o los dos lados que delimitan la anchura y de un 4% en sentido longitudinal de la pila). La base se construye compactando materiales de baja permeabilidad (de unos 300 mm de espesor), y sobre esta base se instala una geomembrana impermeable que puede ser de polietileno de alta densidad (HDPE), de baja densidad (LDPE), de muy baja densidad (VLDPE) o de cloruro de polivinilo (PVC), pudiendo tener desde 0,1 a 1,5 mm de espesor. La geomembrana suele protegerse de los golpes e impactos del vertido de la primera tongada de mineral con una capa de tierra arcillosa y piedras de uno 350 mm de espesor. Sobre esta capa se colocan una serie de tuberías colectoras que recogen el lixiviado y lo

conducen a las piscinas. Sobre cada capa, a medida que se va agotando el mineral, se coloca una serie de aspersores que riegan la pila con el lixiviante convenido. La geometría que adquieren las pilas suele tener forma de perfil trapezoidal, pudiendo alcanzar grandes superficies y alturas superiores a los 100 metros. La inestabilidad en este tipo de estructuras puede ser desencadenada por terremotos o sobrecarga: licuefacción dinámica y estática, respectivamente. En el caso de la licuefacción dinámica la rotura se limita a profundidades relativamente superficiales (inferior a los 20 primeros metros), dado el grado de confinamiento que pueden alcanzar este tipo de estructuras debido a su altura. Sin embargo, en el caso de la licuefacción estática, la rotura puede afectar a una gran masa que desliza en forma de flujo pudiendo alcanzar varios kilómetros de distancia. Teóricamente, este tipo de proceso se ve favorecido por una combinación de factores negativos: alto grado de humedad (próximo a saturación), materiales poco consolidados, pendiente excesiva de la pila de lixiviado, pendiente excesiva del cimentado, gran altura, etc. Todos estos factores son corrientes en numerosas pilas de lixiviación de todo el mundo, en las que la altura suele ser superior a los 100 m; están saturadas debido al propio proceso de lixiviación por irrigación; la granulometría suele ser inferior a media pulgada; y además, la base está impermeabilizada por lo que actúa como superficie de despegue, bien con la parte infrayacente (generalmente arcillas impermeables, bien con la parte superior a la lamina de geotextil (arcillas y gravas). En estas condiciones cualquier sobrepeso por aumento de la altura, lluvias o nieves continuadas o acumuladas en escaso periodo de tiempo puede desencadenar la inestabilidad de la pila en forma de flujo. Aunque la probabilidad de rotura se incrementa cuando concurren todas o algunas de las circunstancias anteriores, el proceso también se puede desarrollar con pendientes de cimentado inferiores a los 5° y altura total de las pilas inferior a 20 metros. Tal es el caso conocido de la pila de lixiviación de oro de Tharsis, constituida de materiales areno-limosos, totalmente saturados, que al licuefactar superaron el canal perimetral y sobrepasaron el llamado arroyo de la Tiesa, afortunadamente sin efectos graves dada la escasa pendiente del cimentado y la baja altura de la pila.

4.2.2. Índice de probabilidad del fallo o rotura del talud de pilas de lixiviación:

I_p(FLIX)

Este escenario aborda un evento similar al descrito en el punto anterior, solo que en este caso los residuos mineros masivos estén constituidos por residuos de lixiviación, ya sean pilas o vertederos. Por ello, se propone la evaluación de la probabilidad de ocurrencia mediante un índice **I_p(FLIX)** obtenido como suma de una serie de factores agrupados en las siguientes **Tablas 50 a 54**.

Valoración de las características intrínsecas y constructivas de la pila o vertedero de lixiviación	
Criterio de valoración	Valoración del factor
Inclinación del talud general en grados (Θ)	
≥ 30	6
29-25	3
<25	0
Altura máxima de la pila o vertedero (H)	
≥ 100 m	6
99-50 m	3
49-25 m	1'75
<25 100 m	0
Tamaño de grano (Gra)	
Pilas de lixiviación (< 5 mm)	6
Botaderos de lixiviación (>200 mm)	3

Tabla 50. Asignación de valores a los diferentes aspectos o factores de tipo constructivo que inciden en la estabilidad de una pila o vertedero de residuos de lixiviación. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las **Tablas 50 a 54**) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la pila.

Valoración de las características del sustrato o cimentación	
Criterio de valoración	Valoración del factor
Inclinación de la pendiente del sustrato (Φ)	
≥ 10	4
5-9	2
< 5	0
Estado de la geomembrana (Geo)	
Desgarrado	3
Optimo	0

Tabla 51. Asignación de valores a los diferentes aspectos o factores relativos al sustrato que inciden en la estabilidad de una pila o vertedero de residuos de lixiviación. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las **Tablas 50 a 54**) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la pila.

Valoración del comportamiento geotécnico de una pila o vertedero de lixiviación	
Criterio de valoración	Valoración del factor
Evidencias de inestabilidad (Ins)	
Grietas de tracción profundas, asentamientos, flujos, socavación del pie	4
Alguna evidencia (grietas poco profundas, deslizamientos locales, etc.)	2
No hay evidencias de inestabilidad	0
Estado erosivo: carcavas de erosión (Car)	
Profundas.	2
Alguna evidencia	1
No hay	0

Tabla 52. Asignación de valores a evidencias de inestabilidad de una pila o vertedero de residuos de lixiviación. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las **Tablas 50 a 54**) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la pila.

Valoración de la entrada y evidencia de agua en una pila o vertedero de lixiviación	
Criterio de valoración	Valoración del factor
Precipitación media anual en mm/año (P)	
>800	4
800-500	2
<500	0
Precipitación máxima en 24 horas en mm/día (P₂₄) para un periodo de retorno de 100 años	
≥150 mm.	4
149-100 mm	2
99-50 mm	1
<50 mm	0
Sistema de desvío perimetral de aguas de lluvia (Per)	
No hay	3
Parcial e insuficiente	1'5
Adecuado y en buen estado	0
Grado de saturación o evidencia de agua dentro de la estructura (Aq)	
Grado de saturación o evidencia de agua dentro de la estructura	6
Deposito no saturado	0

Tabla 53. Asignación de valores relativos a la incidencia del agua en la estabilidad de una pila o vertedero de residuos de lixiviación. La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las **Tablas 50 a 54**) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la pila.

Valoración del riesgo sísmico	
Criterio de valoración	Valoración del factor
Aceleración sísmica básica (a_b)	
> 0,16	5
0,12-0,16	3
0,08-0,12	1,5
0,04-0,08	0,5
< 0,04	0

Tabla 54. Asignación de valores relativos a la incidencia de la sismicidad en la estabilidad de una pila o vertedero de residuos de lixiviación. Los valores de la aceleración sísmica básica se obtienen del Mapa de peligrosidad sísmica. (Norma sismorresistente). La suma de todos los valores asignados a cada estructura (obtenidos de las **Tablas 50 a 54**) da la medida de la probabilidad de ocurrencia de la rotura de la pila.

El índice de probabilidad de ocurrencia o peligrosidad aplicable a las pilas de lixiviación se obtiene sumando todos los correspondientes valores de las **Tablas 50 a 54**. El valor de **peligrosidad (Pe_{LIX})** puede variar entre 0 y 53. Los intervalos de probabilidad se muestran en la **Tabla 55**.

Puntuación Pe_{LIX}	
>40	Muy Alta
30-40	Alta
30-20	Media
20-10	Baja
<10	Muy baja

Tabla 55. Valores del factor de peligrosidad ante la rotura de pilas o vertederos de lixiviación (Pe_{LIX})

El índice de probabilidad de ocurrencia del fallo o rotura de las pilas de lixiviación $I_p(FLIX)$ se asigna directamente, en función de la peligrosidad, tomando como referencia la **Figura 60**. La asignación que se obtiene de la figura es la misma que utilizar la expresión $I_p(FLIX) = Pe_{LIX} \times 1/10$, cuando Pe_{LIX} varía entre 0 y 50, y $I_p(FLIX) = 5$, cuando $Pe_{LIX} > 50$.

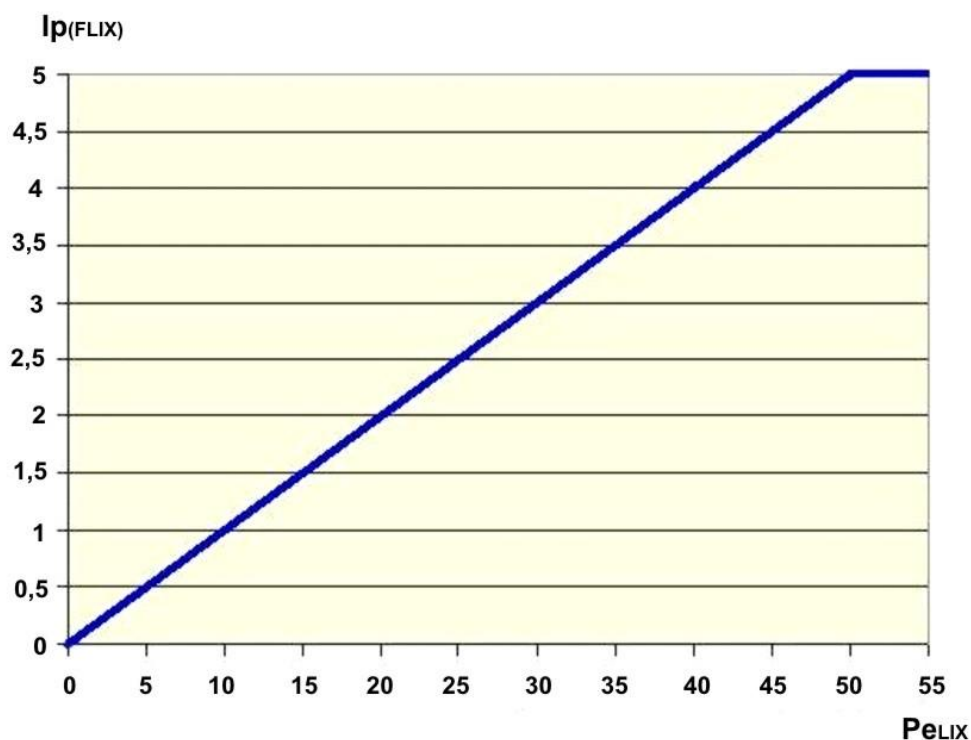


Figura 60. Índice de probabilidad de ocurrencia $I_p(\text{FESC})$ en función de la peligrosidad $P_{e\text{LIX}}$.

4.2.3. Índice de severidad del fallo o rotura del talud de pilas de lixiviación: $I_s(\text{FLIX})$

Ya se comentó que, por la propia naturaleza de los procesos de rotura de taludes, los efectos suelen manifestarse de forma más o menos rápida. La velocidad de desplazamiento del material que desliza o fluye es un parámetro de gran importancia desde el punto de vista de la severidad de las posibles consecuencias. Sin embargo, la realización de predicciones sobre la velocidad de movimiento no es factible en una evaluación de riesgos simplificada. Una aproximación más sencilla a la valoración de las posibles consecuencias es la que intenta analizar la movilidad de la masa de residuos a la luz de la experiencia acumulada en el estudio de deslizamientos, corrimientos de tierras o flujos de derrubios. De nuevo, el trabajo de Srour (2011), proporciona instrumentos de análisis gráfico que pueden ser de utilidad para establecer la distancia máxima previsible de recorrido o el alcance de los residuos mineros en procesos de rotura de pilas de lixiviación, sobre la base de modelos empíricos desarrollados por Golder Associates Limited (1995), Hugn (1995) y Corominas (1996), basados en el

ángulo de alcance. La relación existente entre el recorrido y la relación entre la altura o diferencia de cota entre el pie de la masa deslizada y la coronación es empleada por Srour (2011) para confeccionar unos gráficos en los que es posible analizar la probabilidad de excedencia de los valores calculados de alcance máximo en función del volumen movilizado y la altura. Considerando desde un punto de vista muy conservador que siempre se producen movimientos confinados y que todo el volumen de la estructura se moviliza, lo que está muy lejos de ser cierto, es posible realizar estimaciones del recorrido (D_{max}) para diferentes tamaños de pilas de lixiviación en el supuesto de nula probabilidad de excedencia, teniendo como referencia los valores recogidos en la **Tabla 45**.

4.2.3.1. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados del fallo o rotura del talud de pilas de lixiviación Is(FLIXPO)

La consecuencia más grave del fallo de una pila de lixiviación es la pérdida de vidas humanas, por lo tanto, el factor de riesgo más importante será el de la **población expuesta (P_{EX})** hasta una distancia máxima de recorrido del material deslizado ($D_{máx}$). Respecto a la delimitación de la posible zona de afección sobre una base cartográfica de detalle, conocido un determinado alcance ($D_{máx}$), puede hacerse proyectando el contacto de la base del depósito de residuos con el terreno natural hasta alcanzar dicha distancia, siguiendo las líneas de máxima pendiente y teniendo en consideración el confinamiento lateral que la propia topografía puede producir. Esa zona de afección determina los elementos en riesgo o receptores expuestos, los cuales pueden ser tan diversos como la flora y fauna silvestre presentes, cultivos y ganado, infraestructuras, superficies que sustentan diversas actividades económicas y, por supuesto, áreas habitadas u ocupadas por la población humana. Dado que la base de cálculo de la distancia o alcance es empírica, convendrá un cierto grado de conservadurismo. La zona en riesgo delimitada servirá de referencia para el cálculo de los respectivos índices de severidad de los efectos sobre las personas y población, el medio natural y socioeconómico derivados del fallo de este tipo de estructura.

La severidad de los daños sobre la población expuesta (P_{EX}) con riesgo potencial de afección por la hipotética rotura del talud de una pila de lixiviación dependerá de: la densidad de población o contingente humano expuesto y de su vulnerabilidad que serán

función de los patrones de actividad y uso del suelo, incluyendo aspectos relativos a la protección ejercida por las características de construcción inherentes al mismo (p.e. un área residencial edificada o un camping). Al igual que en el caso de los escenarios de riesgo por contaminación se propone una serie de criterios de carácter puramente orientativos para el evaluador. A la hora de diseñar los criterios de evaluación de este factor, se han tenido en consideración algunas de las propuestas utilizadas en la “Guía Técnica relativa a la Clasificación de Presas en función del Riesgo Potencial” (Ministerio de Medio Ambiente, 1996); al igual que ésta se ha partido de conceptos tales como:

- *Núcleo urbano de población*, entendiéndose como tal y de acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística (INE), el conjunto de al menos diez edificaciones, que estén formando calles, plazas y otras vías urbanas. Por excepción, el número de edificaciones podrá ser inferior a diez, siempre que la población de derecho que habita las mismas supere los 50 habitantes. Se incluyen en el núcleo aquellas edificaciones que, estando aisladas, distan menos de 200 m de los límites exteriores del mencionado conjunto, si bien en la determinación de dicha distancia han de excluirse los terrenos ocupados por instalaciones industriales o comerciales, parques, jardines, zonas deportivas, cementerios, aparcamientos y otros, así como los canales o ríos que puedan ser cruzados por puentes. En dicha guía técnica se considera una afección grave a un núcleo urbano cuando puedan verse afectadas más de cinco viviendas habitadas.
- *Número reducido de viviendas o viviendas aisladas*: se considerará número reducido de viviendas el comprendido entre uno y cinco viviendas habitadas.
- *Pérdida incidental de vidas humanas*: hace referencia a una presencia ocasional y no previsible de población.

En la presente metodología el núcleo urbano de población, desde el punto de vista de la afección a la vida de las personas, es tratado como un elemento muy vulnerable siendo considerado uno de los peores escenarios. Se aplica un criterio conservador al considerarse la población total del núcleo, siempre y cuando existan viviendas incluidas en la zona que pudiera verse afectada por los residuos movilizados, aunque dicha zona de afección incluya de forma marginal una pequeña superficie del núcleo urbano. La pérdida de vidas humanas es sin lugar a dudas inaceptable, no obstante, y dada la necesidad de establecer una priorización entre escenarios de riesgo, cabe la posibilidad

de realizar una valoración de los núcleos de población en función de su tamaño o número de habitantes, siendo el valor mínimo 3,5 (vulnerabilidad alta) para núcleos de 50 habitantes y 5 para los de carácter urbano de más de 10000 habitantes (vulnerabilidad muy alta), estableciéndose diferentes valoraciones según distintos intervalos de población. Para la determinación de la población de derecho o número de habitantes de cada núcleo se puede recurrir a una fuente estadística como el Nomenclator (INE), pudiéndose consultar vía Internet a través de la dirección www.ine.es/nomen2/index.do.

Al igual que en la guía técnica antes mencionada, se considerarán viviendas aisladas a la existencia de una o varias edificaciones destinadas a uso residencial, y que no superen conjuntamente un máximo de cinco viviendas. En España, a la espera de la publicación de los resultados del Censo de Población y Viviendas de 2011, por el Instituto Nacional de Estadística, el tamaño medio de una familia, es de 2,9 según datos censales de 2001, tal y como se ha señalado en apartados anteriores. La valoración asignada a los núcleos urbanos y viviendas aisladas queda reflejada en la en la **Tabla 56**.

Valoración de la vulnerabilidad de los núcleos de población y viviendas aisladas ante el fallo o rotura del talud de una pila de lixiviación	
Criterio de valoración	P_{EX}
Núcleos urbanos: Población de > 10000 habitantes	5
Núcleos urbanos: Población entre 5001 y 10000 habitantes	4,75
Núcleos urbanos: Población entre 2001 y 5000 habitantes	4,5
Núcleos urbanos: Población entre 1001 y 2000 habitantes	4,25
Núcleos urbanos: Población entre 501 y 1000 habitantes	4
Núcleos urbanos: Población entre 101 y 500 habitantes	3,75
Núcleos urbanos: Población entre 50 y 100 habitantes	3,5
Núcleos de Población < 50 habitantes o viviendas aisladas	3

Tabla 56. Criterios de valoración del factor población expuesta P_{EX} en núcleos de población y viviendas aisladas ante la rotura o fallo del talud de una pila de lixiviación.

Cuando no exista ningún núcleo de población, el valor de población expuesta (P_{EX}) se asignará en función de la vulnerabilidad del tipo de ocupación del suelo, fundamentalmente. En la **Tabla 57** se muestra una relación de usos en función de su vulnerabilidad. Se trata de una lista abierta a la incorporación de nuevos criterios o a la adaptación de los ya expuestos a la casuística propia de la zona, por parte del evaluador.

Usos expuestos que pueden considerarse altamente vulnerables ante la rotura o fallo de la estructura de contención de los residuos mineros son: las grandes superficies comerciales, polígonos industriales, colegios, hospitales, centros deportivos y otros usos que supongan la afluencia de población y un tiempo de exposición relativamente alto, y muy especialmente aquellos cuyas características intrínsecas y/o constructivas les haga especialmente vulnerables por ofrecer una escasa protección, tal es el caso de las áreas residenciales de carácter marginal (poblados de infraviviendas) o campings localizados en zona de riesgo.

Respecto a la valoración de las infraestructuras viarias que pudieran verse afectadas desde el punto de vista de la evaluación del daño a las personas se recomienda, siempre que sea posible, utilizar como criterio la intensidad media diaria (IMD) de tráfico medida en vehículos/día consultando para ello mapas de intensidades de tráfico realizados por las CCAA o el Ministerio de Fomento. En caso de carecer de dicha información, puede constituir criterio la clasificación de la red viaria en función de su titularidad, así las vías de comunicación que integren la Red de Interés General del Estado (RIGE) dependiente de la Administración Central se presupone tendrán una mayor intensidad de tráfico, ya que está formada por las carreteras que enlazan comunidades autónomas y conectan los principales núcleos de población del Estado, formando parte a su vez de los principales itinerarios internacionales; le seguiría en importancia, la Red de Carreteras Autonómicas pudiéndose distinguir en la misma una jerarquización (carreteras secundarias de primer orden, de segundo orden, etc.) que se interpreta también como un mayor o menor tránsito de vehículos; y por último, la Red Provincial de Carreteras dependientes de las Diputaciones Provinciales. Las vías de alta capacidad (autovías y autopistas), estatales y autonómicas, se da por hecho que soportan altas intensidades de tráfico. Otras vías de comunicación como el ferrocarril se valorará en función de si prima el transporte de pasajeros o mercancías, y de la frecuencia de tránsito.

Los usos agrarios (agrícolas y agropecuarios) y recreativos, de tipo extensivo, es decir, de baja exposición al riesgo desde el punto de vista temporal y/o demográfico, son los que representan una vulnerabilidad baja. Las zonas de escasa afluencia de población se considerarán de muy baja vulnerabilidad, donde las pérdidas humanas son incidentales y poco previsibles.

Valoración de la vulnerabilidad de la población expuesta en zona de riesgo derivado del fallo o rotura del talud de una pila de lixiviación	
Criterio de valoración	P_{EX}
Usos Muy Altamente Vulnerables: áreas residenciales incluidas las marginales; campings	5
Usos Altamente Vulnerables: grandes superficies comerciales y recreativas, colegios, hospitales, zonas industriales, Vías de alta capacidad y de elevada intensidad de tráfico, ferrocarril pasajeros de alta frecuencia (cercañas, etc.) etc.	4
Usos Vulnerables: parques, uso recreativo/deportivo intensivo (en afluencia), zonas de atracción poblacional (romerías, etc.), Vías de intensidad moderada de tráfico; ferrocarril pasajeros frecuencia moderada (largo recorrido, etc.); etc.	3
Usos Poco Vulnerables: actividades agrícolas y agropecuarias extensivas, recreativo/deportivo extensivo, Vías de baja intensidad de tráfico, Ferrocarril mercancías o pasajeros frecuencia baja, etc.	2
Usos Muy Poco Vulnerables: Zonas poco transitadas por la población	1

Tabla 57. Criterios de valoración del factor población expuesta P_{EX} en función de la vulnerabilidad de los usos expuestos en la zona de riesgo por fallo del talud de una pila de lixiviación.

El evaluador realizará una lista no exhaustiva de los elementos más significativos expuestos, asignando al factor P_{EX} el valor en función del tamaño del núcleo de población que pudiera verse afectado o del elemento más vulnerable expuesto, siempre con un criterio claramente conservador. En el caso de que pudiera afectar a varios núcleos de población se sumarían sus habitantes, y se asignaría el valor de un núcleo urbano cuyo tamaño sería el correspondiente al contingente de población total expuesto, de acuerdo con lo establecido en la **Tabla 57**. El valor último del factor P_{EX} será el del peor escenario considerado, quiere decirse que de los elementos expuestos (núcleos u otros usos del suelo) se tomará el de más alto valor de exposición de población.

Finalmente, el índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados del fallo o rotura del talud de pilas de lixiviación (**Is(FLIXPO)**) se asignará en función: del valor del factor población expuesta (**P_{EX}**) en el peor de los escenarios, en la zona delimitada como de riesgo, de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\mathbf{Is(FLIXPO) = P_{EX}}$$

4.2.3.2. Índice de severidad de los efectos sobre el medio natural derivados del fallo o rotura del talud de pilas de lixiviación Is(FLIXNA)

La rotura de la estructura de contención de los residuos mineros y la movilización de un determinado volumen de material aguas abajo, siguiendo la línea de máxima pendiente, tendrá como resultado la destrucción física o un impacto severo sobre los ecosistemas expuestos por contaminación dependiendo de la toxicidad de los residuos. La severidad de los daños será función de los valores de conservación de los ecosistemas afectados y de su vulnerabilidad. Los efectos más graves desde el punto de vista medioambiental se producirán cuando existan áreas sensibles expuestas en la zona considerada de probable afección o que pudiera ser alcanzada por el material movilizado. Las áreas sensibles o más vulnerables están representadas por los espacios naturales protegidos (ENP), los espacios protegidos de la Red Natura 2000, esto es, Lugares de Importancia Comunitaria (LICs), Zonas Especiales de Conservación (ZECs) y Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs), los hábitats incluidos en el Catálogo Español de Hábitats en Peligro de Desaparición, así como áreas protegidas por instrumentos internacionales (Humedales de Importancia Internacional de acuerdo con el Convenio RAMSAR; sitios naturales de la lista de Patrimonio Mundial y Reservas de la Biosfera declarados por la UNESCO; Reservas Biogenéticas del Consejo de Europa; áreas protegidas del Convenio para la protección del medio marino del Atlántico del Nordeste (OSPAR); Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM); etc.). Se incluyen también como áreas sensibles, las Áreas Importantes para las Aves de España (IBAS) y los humedales incluidos en el Inventario Español de Zonas Húmedas (IEZH), así como otros espacios que los órganos competentes en materia de medio ambiente consideren de especial relevancia para la protección y conservación de la biodiversidad y el patrimonio natural.

En la **Tabla 58** se expone a título orientativo criterios de valoración de la vulnerabilidad ecológica (V_E).

Valoración de la vulnerabilidad ecológica de ecosistemas y elementos naturales expuestos en zona de riesgo derivado del fallo o rotura del talud de una pila de lixiviación	
Criterio de valoración	V_E
Áreas sensibles objeto de protección ambiental	5
Tramos de río declaradas y/o valorados como Zonas de Interés Piscícola Salmonícolas y Cipricolas; masas de agua superficiales con estado ecológico muy bueno o bueno. Arbolado forestal bien conservado (frondosas, perennifolias, caducifolias, coníferas).	4
Matorrales, dehesas, cultivos leñosos (olivar, frutales, viñedo, etc.), masas de agua superficial con estado ecológico moderado.	3
Prados y pastizales; cultivos herbáceos, cursos fluviales y láminas de agua con ecosistemas fluviales degradados y estado ecológico deficiente.	2
Espacios urbanos y ecosistemas muy degradados por la acción antrópica.	1

Tabla 58. Criterios de valoración de la vulnerabilidad de los ecosistemas expuestos en la zona de riesgo por fallo del talud de una pila de lixiviación.

Por último, el índice de severidad de los daños sobre el medio natural derivados del fallo o rotura del talud de pilas de lixiviación **Is(FLIXNA)** será función: del ecosistema o elemento natural más vulnerable expuesto (**V_E**) en la zona delimitada como de riesgo (apartado **4.2.3.1**), de acuerdo con la siguiente igualdad:

$$\mathbf{Is(FLIXNA) = V_E}$$

4.2.3.3. Índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados del fallo o rotura del talud de pilas de lixiviación, Is(FLIXSE)

La severidad de las consecuencias va a estar en función de la destrucción, o daño irreversible, que pudiera causar el deslizamiento del material almacenado por rotura de la escombrera sobre el patrimonio cultural, especialmente el calificado como Bien de Interés Cultural (BIC) o cualquier otra figura de protección, sobre las actividades económicas prioritarias en la zona de estudio, y sobre servicios (hospitales, etc.) e infraestructuras esenciales (abastecimiento de agua, energía, comunicación viaria, etc.).

En la **Tabla 59** se exponen criterios generales de valoración de la vulnerabilidad económica (**V_{SE}**) de los elementos expuestos, en función de su valor patrimonial y

carácter prioritario desde el punto de vista social y económico. Lógicamente dichos criterios tienen un carácter generalista, por lo que dependiendo de las características específicas del medio socioeconómico afectado se podrán incluir nuevos criterios, o inclusive alterar el orden y valor de los ya expuestos por parte del evaluador.

Valoración de la vulnerabilidad del medio socioeconómico expuesto en zona de riesgo derivado del fallo o rotura del talud de una pila de lixiviación	
Criterio de valoración	V_{SE}
Patrimonio cultural protegido (BIC, etc.)	5
Actividad económica prioritaria en la zona de estudio. Servicios esenciales (hospitales, etc.) Infraestructuras vitales (abastecimiento agua y energía). Vías de comunicación (carretera o ferrocarril de interconexión externa (vías de alta capacidad, RIGE, AVE, etc.)	4
Otras actividades económicas secundarias. Vías de comunicación red secundaria e infraestructuras no vitales y servicios no esenciales.	3
Afección a servicios, infraestructuras y actividades económicas de escasa importancia	2
Afección a elementos sin ningún valor cultural, productivo o de escaso aprovechamiento	1

Tabla 59. Criterios de valoración de la vulnerabilidad del patrimonio cultural, sistema productivo, infraestructuras y servicios esenciales en la zona de riesgo por fallo del talud de una pila de lixiviación.

El índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados del fallo o rotura del talud de pilas de lixiviación (**Is(FLIXSE)**) será función: del patrimonio cultural, actividad económica, infraestructura o servicio esencial más vulnerable expuesto (**V_{SE}**) en la zona delimitada como de riesgo (apartado **4.2.3.1**), de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\mathbf{Is(FLIXSE) = V_{SE}}$$

4.3. FALLO O ROTURA DEL DIQUE DE CONTENCIÓN O EL TALUD EXTERIOR DE PRESAS DE LODOS (FPRE)

4.3.1. Procesos de rotura de diques de contención o taludes de presas de lodos mineros

Las presas de residuos minero-metalúrgicos finos son estructuras geotécnicas complejas. Presentan algunos aspectos constructivos y funcionales similares a las presas de embalse de materiales sueltos, aunque también presentan importantes y significativas diferencias que las hacen más vulnerables, especialmente cuando la construcción se realiza de forma progresiva y dependiente de las necesidades operativas de la explotación minera. Además, el hecho de que las acumulaciones de residuos estén destinadas a durar indefinidamente en el tiempo es una condición de diseño muy inusual en ingeniería civil. Los casos registrados de rotura de presas de lodos mineros han ocurrido mayoritariamente en instalaciones activas (85%), mientras que un número relativamente pequeño se correspondieron con presas inactivas o abandonadas (15%), según Rico *et al.* (2008). Es por ello, que se suele asumir que diques de presas que eran estables durante la fase de operación mantendrán su estabilidad después del abandono (Vick, 1990; IGME, 1986; Zardari, 2004). Parece ser que el tiempo y el efecto de envejecimiento en las presas abandonadas mejoran su estabilidad a largo plazo (Troncoso, 1998; Troncoso *et al.*, 1998).

Los residuos almacenados en este tipo de estructuras son generalmente desechos de los procesos de concentración del mineral, que tienen por objeto la separación de las partículas de mayor ley o riqueza mineral (concentrado) de aquellas estériles o de baja ley (residuo). Dichos procesos implican, por lo general, una reducción previa del tamaño de grano del material mediante machaqueo y molienda, hasta alcanzar tamaños típicamente entre 1 mm y 25 μm (Blowes *et al.*, 2005). La granulometría de los residuos va a depender, por lo tanto, de las exigencias del proceso mineralúrgico empleado para concentrar o extraer los minerales (IGME, 2004). En cualquier caso, el tamaño de estos residuos se encuadra desde el punto de vista granulométrico dentro del rango de “finos” o material que pasa por el tamiz o malla ASTM # 10, de 2 mm (Actis, 2000). Tras la concentración, generalmente por flotación en minería metálica o mediante separación por gravedad en el seno de una suspensión en agua, en el caso de la minería de carbón,

se generan grandes cantidades de residuos de granulometría fina que son vertidos en forma de pulpa o suspensión acuosa en las denominadas balsas o presas de lodos mineros (también llamados colas o relaves en Iberoamérica). El contenido inicial de humedad de estos residuos, dependerá de la aplicación o no de algún tipo de procedimiento para la recuperación y/o eliminación del agua presente en los mismos en la planta de tratamiento, antes de ser vertidos y almacenados. De acuerdo con su contenido en humedad, Rodríguez y Oldecop (2006) distinguen: a) fluidos, b) espesados/en pasta y c) secos o filtrados (**Figura 61**).

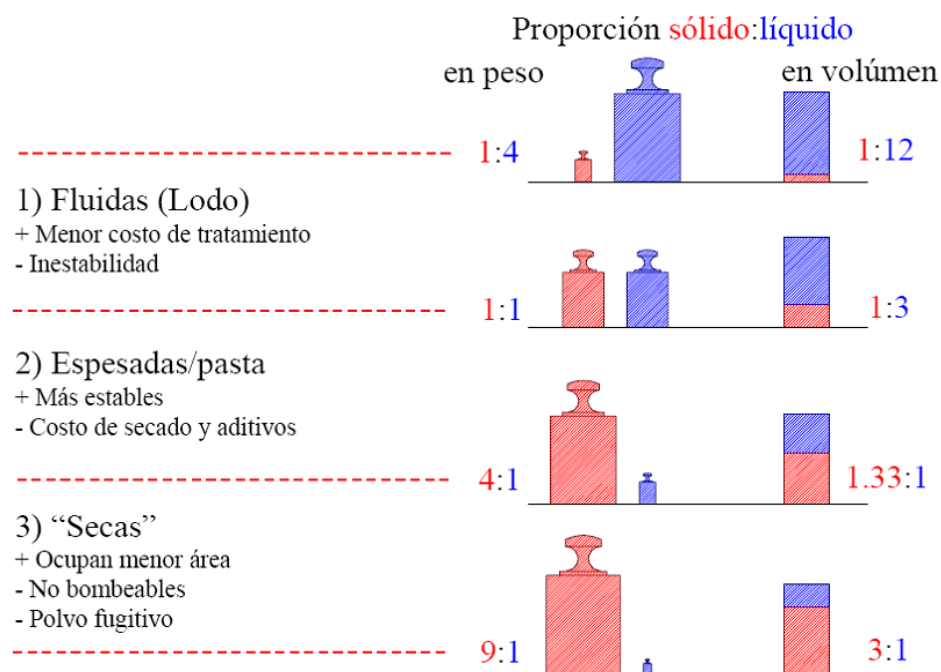


Figura 61. Tipos o formas en que se vierten los lodos de flotación (relaves ó colas) y la relación sólido líquido considerando peso o volumen (Rodríguez y Oldecop, 2006).

La amplia mayoría de las presas mineras abandonadas en España almacenan lodos de flotación de minería metálica. Dichos lodos, en esencia roca finamente molida mezclada con agua (en una proporción generalmente entre 30-40% sólidos : 60-70% líquido), eran transportados de forma hidráulica hasta las estructuras de almacenamiento, a presión o por gravedad aprovechando un gradiente hidráulico existente, por medio de tuberías o canaletas (Rodríguez *et al.*, 2011). Estos depósitos de lodos se caracterizan por estar situados en todo o en parte por encima de la cota del terreno circundante, por lo que requieren una estructura de contención de los residuos o dique. La estabilidad física del depósito va a depender de la integridad y estado de conservación del dique. La zona del depósito donde se almacenan los lodos constituye el vaso de la presa. En la **Figura 62**

se expone un esquema básico general de una presa de residuos mineros y los diferentes elementos que la integran.

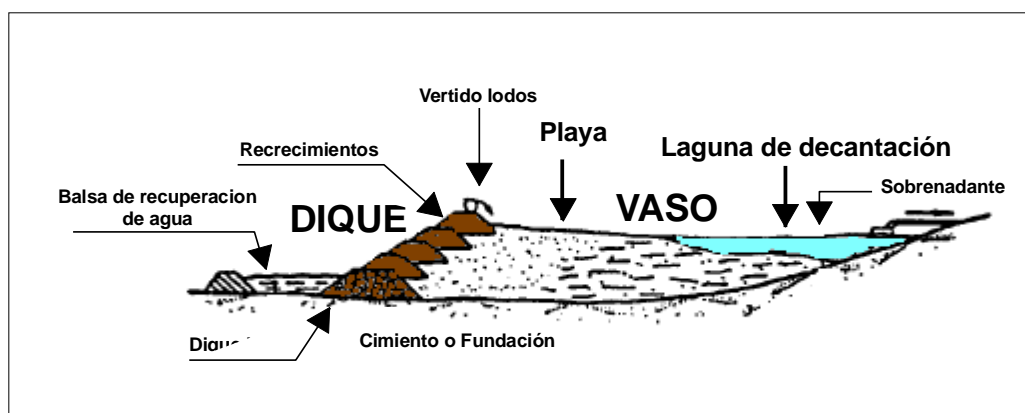


Figura 62. Esquema básico de la estructura de una presa de lodos (adaptado de IGME, 1986).

4.3.2. Índice de probabilidad del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos mineros: I_p (FPRE)

El cálculo riguroso de la probabilidad de rotura de una presa no es algo sencillo y exigiría tener en consideración numerosos aspectos y evaluarlos a través de medidas instrumentales y/o datos analíticos. Sin embargo, dada la naturaleza preliminar del análisis de riesgo que se propone no está justificado abordar estudios detallados de estabilidad, por lo que la evaluación se ha de basar en una serie de parámetros que pueden considerarse claves. Dichos aspectos, los cuales deben ser valorados a partir de la información obtenida en visitas de campo o en fichas de un inventario, junto con toda aquella información analítica o de otro tipo que se considere oportuna, son:

- El **diseño y las características constructivas del dique**, tales como: tipología y método constructivo, material empleado, y geometría (altura, pendiente del talud y longitud del dique). Dichas características van a condicionar las propiedades geotécnicas propias del dique de contención.
- El estado de conservación de los diques, o **grado de integridad física de la presa**. El daño acumulativo por la ocurrencia de eventos extremos, los efectos del abandono y la falta de mantenimiento de la instalación junto con las inclemencias climáticas, se van a plasmar en: procesos erosivos (externos e

internos), cambios estructurales o deformaciones del muro de contención que pueden comprometer la estabilidad general de la presa.

- El **volumen de residuos almacenados en la instalación**, normalmente estimado en metros cúbicos, y que constituye un factor crítico en la magnitud de los daños asociados a un proceso de rotura.
- El **emplazamiento** que depende de las características geológicas, geomorfológicas, hidrológicas, hidrogeológicas y geotécnicas del mismo, por un lado, así como la **peligrosidad asociada al emplazamiento**, es decir, los riesgos naturales asociados al lugar (sismicidad de la zona, inundaciones, eventos climáticos extremos, etc.). El emplazamiento, por lo tanto, tendrá una fuerte influencia en la estabilidad de la estructura pues constituye el cimiento o fundación sobre el que se apoya la presa.
- El **balance de humedad de los materiales que conforman el dique** por su fuerte influencia sobre la presión intersticial o presión de poros al que está sometido dicho material. El grado de saturación de los mismos va a estar fuertemente controlado por la posición de la laguna de decantación, nivel freático y permeabilidad de los lodos. Igualmente, el estado de conservación del sistema de drenaje (tuberías, chimeneas, aliviaderos, canales perimetrales de recolección de escorrentía, etc.) y sus características pueden influir sobre el estado hídrico de los residuos.

En las **Tablas 60 a 67** se reúnen las diferentes clases de factores que serán tenidos en consideración, así como las valoraciones asignadas a los mismos. Los diferentes factores se valoran en escalas distintas. Los valores asignados a dichos factores, para cada una de las estructuras evaluadas, se suman hasta obtener el valor de lo que se ha denominado **peligrosidad (P_{PRE})**, entendida como susceptibilidad ante la posible rotura del talud. Aquellos a los que corresponden rangos de valoración más amplios son los que se considera que poseen mayores pesos o importancia en el cálculo final de la misma. Como se verá al final de este capítulo, en función de la puntuación total obtenida frente a un baremo o escala de referencia, será posible asignar finalmente un valor para la estabilidad global a través del **índice de probabilidad de ocurrencia I_P(FPRE)**.

4.3.2.1. Diseño y características constructivas del dique (DC)

El tipo de material empleado y las características constructivas del dique son los primeros aspectos que se han considerado en la evaluación. Para facilitar el análisis, las características constructivas y de diseño del dique se han subdividido en una serie de subfactores que se describen más abajo. Cuanto mayor es el valor asignado a cada uno de ellos mayor es la peligrosidad ante una posible rotura o fallo del dique. Como se irá viendo, cada uno de los subfactores se valora en un determinado rango de valores. Un mayor valor máximo y una mayor amplitud del rango de valoración de un determinado subfactor equivalen a considerar que dicho subfactor tiene un mayor peso o importancia relativa. En la **Tabla 60** se proporcionan los valores asignados a los diferentes subfactores. Puede observarse que el subfactor al que se le asigna un mayor peso es el ángulo del talud del dique.

El tipo de **material de construcción del dique (Mat)** va a condicionar sus propiedades geotécnicas e hidrogeológicas y, por consiguiente, su estabilidad física. La mayor parte de los diques de las presas mineras abandonadas en nuestro país se han construido con los propios residuos mineros, mediante el sistema de relleno hidráulico. La particularidad de este sistema, es que los residuos desarrollan un proceso de clasificación por segregación de las partículas sólidas en función de su peso específico y distancia al punto de vertido (Vick, 1990), de tal manera que el material más grueso y/o pesado tiende a depositarse en las proximidades de éste y el material más fino y/o ligero en las zonas más alejadas. La modificación a conveniencia de los puntos de vertido permitía la progresiva conformación del dique con dichos materiales más gruesos (arenas). Los materiales más finos (limos y arcillas) se depositaban en la denominada laguna de decantación. En la zona intermedia entre el dique y esta última, sedimentaba un material transicional entre arenas y limos a modo de playa (**Figura 62**). Sin embargo, esta segregación teórica del material no está del todo garantizada, tal y como señalan Oldeocop y Rodríguez (2006), pues la efectividad del mecanismo de clasificación por tamaño parece depender fuertemente de la relación sólido/agua de los lodos que se vierten. Blight (1994) pone de relieve cómo el incremento de la concentración de los sólidos en los lodos reduce de forma significativa dicho mecanismo de segregación; este autor señala además otros factores que podrían influir, aunque en menor medida, sobre

dicho proceso como: el caudal de los lodos y energía con que son vertidos, la pendiente y el hecho de que éstos fluyan sobre una superficie seca o húmeda.

La construcción progresiva del dique, en función de las exigencias operativas relacionadas con las fluctuaciones del ritmo de producción de residuos por la mina propiciaba variaciones en las condiciones de vertido y relación sólido/agua de los lodos, e inclusive cambios de localización de los puntos de vertido. Como resultado de todo ello y, aunque el material de construcción de los diques suele estar compuesto mayoritariamente por arenas, es muy común la presencia de niveles de materiales más finos y plásticos intercalados en los mismos. Estos niveles representan desde el punto de vista geotécnico zonas de debilidad, y alteran el funcionamiento hidráulico del dique favoreciendo el flujo horizontal al ser más impermeables.

Una mejora respecto al procedimiento anterior de vertido y clasificación gravitacional de las partículas por decantación natural de los lodos para la construcción del dique, con consecuencias beneficiosas sobre la estabilidad, se produjo con la aplicación de sistemas de ciclonado (**Figura 63**). El ciclonado es un proceso que emplea hidrociclones, los cuales son aparatos mecánicos simples que aprovechan la energía de la corriente de lodos pasando a través de un circuito en espiral que permite separar las fracciones más gruesas de las finas, dándoles salida por puntos diferentes, de manera que las fracciones gruesas (arenas) son dirigidas y depositadas en los lugares de recrecimiento de los diques. Este sistema permite un mayor control de la granulometría del material que conforma la estructura de contención (IGME, 2004), así como una reducción del porcentaje de finos. Los residuos empleados en la construcción de los diques mediante dicho procedimiento son más resistentes y homogéneos, y con mayor capacidad drenante lo que propicia una reducción de las presiones intersticiales. Las arenas de ciclonado proporcionan por lo tanto una mayor resistencia efectiva y una elevada permeabilidad, dos factores fundamentales para garantizar la estabilidad de los diques (USEPA, 1994).

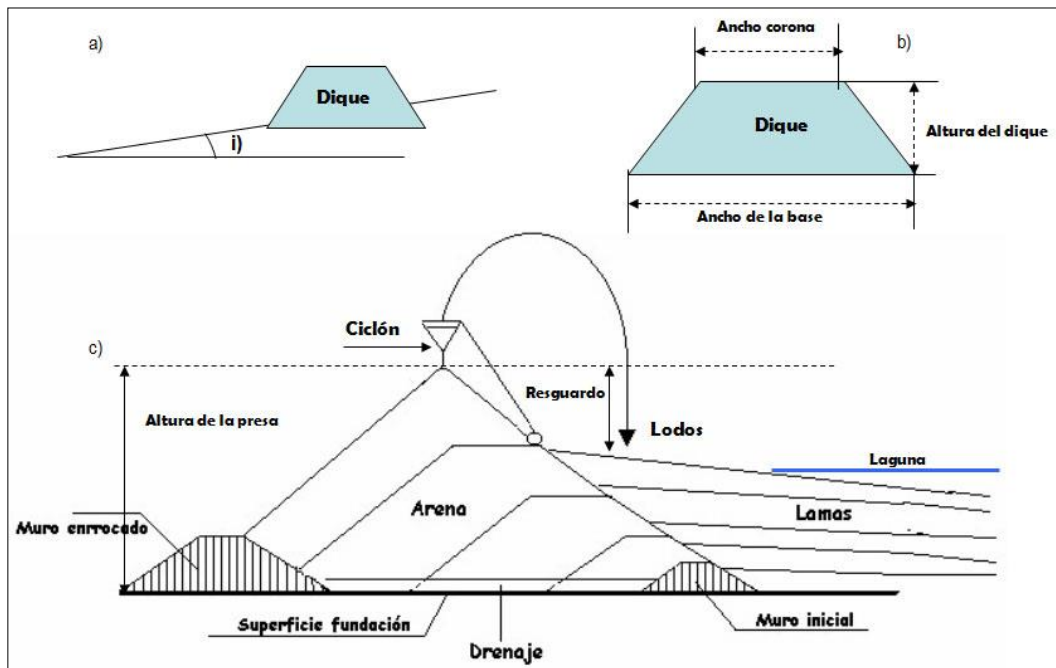


Figura 63. Partes integrantes de una hipotética presa minera construida mediante ciclonado de los lodos: a) dique inicial con el ángulo de inclinación del terreno (i), b) dique inicial con el señalamiento de las diferentes partes, y c) perfil de una sección de una presa (modificado de EC, 2004).

El empleo de residuos mineros de flotación como material de construcción del dique de contención ha respondido fundamentalmente a razones económicas, presentando, respecto a otros materiales alternativos de naturaleza más resistente claras desventajas como son una mayor susceptibilidad a la erosión interna, a la erosión hídrica y eólica, a la acción del hielo, y en condiciones de elevada saturación a la licuefacción (USEPA,1994). Los materiales alternativos son muy diversos, si bien pueden considerarse tres tipos básicos en orden creciente respecto a su resistencia ante una posible rotura: escombros mineros, materiales de préstamo seleccionados, con mayor o menor proporción de bloques, escollera, y diques de mampostería o de hormigón en masa. El uso de otros materiales distintos de los propios lodos es común en presas de tipo convencional, las cuales suelen ser construidas previamente al vertido de los lodos. El uso de hormigón es excepcional, existiendo escasos ejemplos en España, como son algunas estructuras destinadas a la decantación, localizadas en lavaderos de carbón, que se encuentran situadas en el recinto de las instalaciones, siendo de baja altura y escaso volumen con vaciado periódico. En principio, los diques de contención construidos con estos materiales se han de considerar más estables que los construidos con los propios lodos, aunque sólo sea porque se puede suponer un mínimo trabajo de cálculo de la

estabilidad y un cierto control constructivo. En la **Tabla 60** se recogen los valores asignados al **material de construcción del dique (Mat)**, de acuerdo con la influencia que puede ejercer sobre la probabilidad de rotura del mismo. No hay que olvidar que la asignación de dichos valores responde a los requerimientos de un procedimiento de evaluación preliminar del riesgo. La existencia conocida de proyectos constructivos puede aconsejar una valoración distinta de la sugerida en la tabla por parte del evaluador en determinados casos.

El **método de construcción del dique (M_c)** tiene también implicaciones importantes sobre la estabilidad. Según el tipo de sistema de recrecimiento del dique construido mediante relleno hidráulico con los propios residuos, existen tres tipos básicos de presas: aguas arriba, línea central y aguas abajo. En la **Figura 64** se muestran dichos tipos, añadiendo una variante denominada línea central desplazada. Estas denominaciones hacen referencia a la dirección en que la cresta del recrecimiento del dique de contención se mueve respecto al dique inicial, a medida que la estructura aumenta de altura.

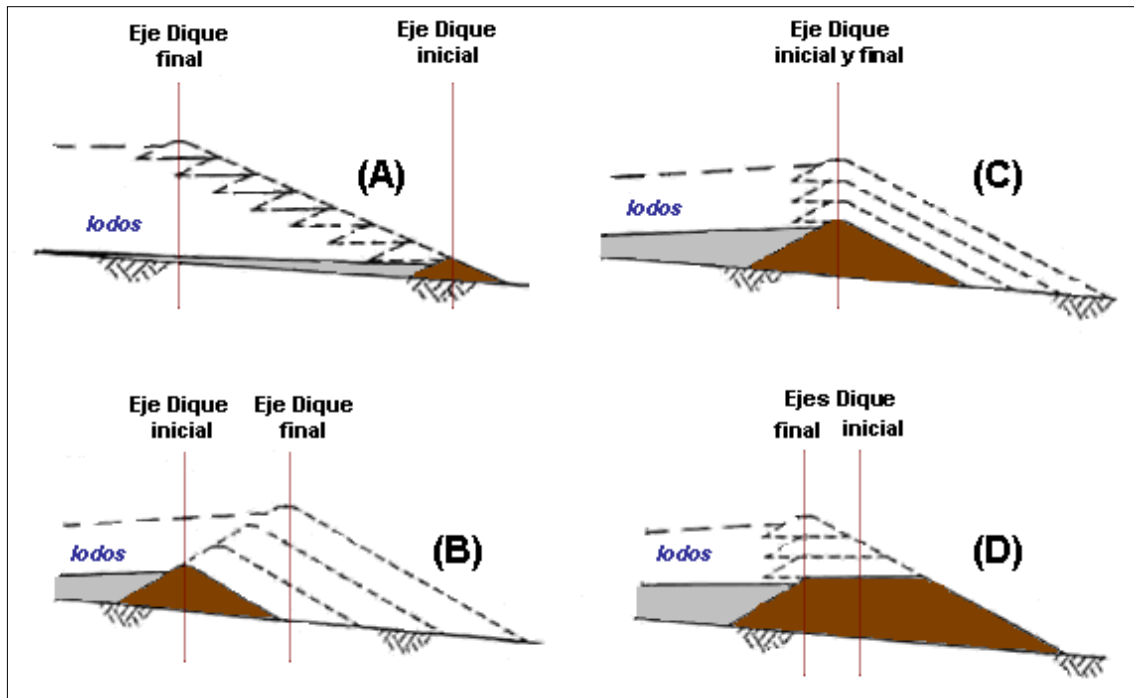


Figura 64. Tipologías de presas mineras construidas mediante relleno hidráulico con los propios residuos en función del sistema de recrecimiento (adaptado de Junghans and Helling, 1998). A) Aguas arriba, B) Aguas abajo, C) Línea central y D) Línea central desplazada.

El método de aguas arriba (*upstream*) consiste en levantar diques sucesivos, cada uno de ellos ligeramente retranqueado respecto al anterior (IGME, 1986), utilizando la fracción más gruesa de los lodos (arenas), segregada por decantación natural o por ciclonado. Este método de construcción es el menos seguro pues el recrecimiento se realiza apoyándose sobre los propios lodos que es un material poco consolidado (Davies, 2002). Rodríguez *et al.* (2011) ponen de manifiesto que muchas de las presas de lodos de flotación de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión se han construido con lo que han venido a denominar método arcaico de recrecimiento, mediante hincado de palos y puesta de tablas en el contorno (**Figura 65**), el cual es una variante del método de aguas arriba. Las tablas constituían una barrera de retención de los sólidos en el dique en crecimiento. Los palos hincados cumplían dos funciones: estabilizaban el entablado evitando la salida del material sólido y, en segundo lugar, actuaban como soporte de las canaletas o tuberías de vertido. Según estos autores, la principal característica del método arcaico es la ausencia de un dique inicial con material de préstamo en la base de la presa. Este método de construcción ha podido ser observado en presas de lodos de otras zonas mineras de España. En la mayoría de los viejos diques construidos mediante este sistema, los palos y tablas están desintegrados o destruidos.



Figura 65. Construcción del dique de una presa de lodos por el método arcaico. Se observan los restos de los palos usados en el recrecimiento. A la izquierda la presa de lodos conocida como Lirio (Sierra Minera de Cartagena-La Unión, Murcia), y a la derecha la presa La Garma (Cartes, Cantabria).

Los diques construidos mediante el método de aguas arriba son los más propensos a sufrir deslizamientos con superficie de rotura en el propio dique, así como procesos de licuefacción, *piping* o tubificación y erosión por sobrepaso (*overtopping*). En las presas construidas por el método aguas arriba el control de la superficie freática es más limitado, siendo muy dependiente de la segregación de los lodos durante la deposición

en el depósito; presenta además respecto a los otros métodos de recrecimiento con residuos mineros una menor capacidad de almacenamiento de agua, y una alta susceptibilidad a la licuefacción ante sollicitaciones sísmicas, pudiendo ocurrir inclusive en presas con alturas y taludes relativamente bajos (USEPA, 1994). Los diques construidos por el método aguas arriba son, por lo tanto, particularmente susceptibles de experimentar daños por sacudidas o temblores de terremotos. Existe una sugerencia general de que en áreas sísmicas no se debería usar dicho método de construcción (Vick, 1990; USEPA, 1994; ICOLD, 2001), estando actualmente prohibido su empleo en países como Chile, Perú, Argentina o México. A la vista de lo expuesto, no resulta sorprendente que la mayor parte de las presas que han fallado en el mundo hayan sido construidas con el método de aguas arriba (ICOLD, 2001), especialmente cuando se encontraban operativas. Por último, este diseño es también más susceptible a la licuefacción estática, siendo en numerosos casos inducida por rápidos recrecimientos del dique durante su etapa activa (Davies, 2002). La amplia mayoría de presas de lodos de flotación abandonadas en nuestro país se han construido mediante el método de aguas arriba.

El método de aguas abajo (*downstream*) se llama así porque las fases sucesivas de la construcción del dique se apoyan en la parte superior del talud situado en la posición de aguas abajo con respecto a la fase anterior, cambiando la línea central de la parte superior de la presa. El espesor del muro de contención en su base aumenta con la altura por lo que este tipo de diques suelen ser muy estables debido a su gran anchura, y por apoyarse además directamente sobre el sustrato (Junghans & Helling, 1998), aunque requieren un gran volumen de materiales de arenas o de préstamo. No suelen ser viables si los lodos tienen menos de 25% de arenas. Debido a su propia configuración, mediante el reperfilado del talud exterior se puede proporcionar una alta compactación, lo que aumenta la seguridad de la presa. Para evitar la licuefacción, la zona de playa inmediata al dique debe ser compactada y estar bien drenada. El método de aguas abajo ofrece un grado de estabilidad que no es posible obtener mediante el método de construcción aguas arriba, por la posibilidad de compactación y la facilidad para incorporar drenajes que faciliten la depresión del nivel freático, siendo habitual la impermeabilización de la cara del muro de la presa que está en contacto con el depósito. Las presas construidas por este método pueden almacenar además un mayor volumen de agua (USEPA, 1994).

El procedimiento conocido como de línea central (*centerline*) o de construcción centrada combina algunas de las ventajas de los otros métodos (con una mejor estabilidad sísmica que el método aguas arriba y con menos requerimientos de volumen de material en los recrecimientos respecto al sistema de aguas abajo). Los sucesivos mantos del dique construidos con arenas ciclonadas o materiales de préstamo arrancan del eje del dique inicial, extendiéndose aguas abajo pero manteniéndose en la misma vertical que al comienzo de la construcción del depósito. Este tipo de construcción facilita la instalación de drenes tipo chimenea. Sin embargo, la capacidad de retención de agua no es tan buena como la del método de aguas abajo (Junghans & Helling, 1998). Una variedad es la denominada línea central desplazada (*modified centerline*) (**Figura 64**). En este método lo que se realiza es un recrecimiento del muro de contención de la presa de la misma forma que el método de línea central, pero con una prolongación de la longitud del muro de la presa aguas abajo (Junghans & Helling, 1998). En general, los diques construidos por el método de aguas abajo o línea centrada son más seguros que el método aguas arriba, particularmente cuando son afectados por un terremoto.

Las presas de lodos pueden ser también estructuras u obras de ingeniería civil de tipo convencional, construidas sobre la superficie del terreno empleando un dique exterior de tierra u otro material de préstamo, o muros de obra de fábrica y hormigón en masa, siguiendo fórmulas constructivas semejantes a las que se emplean en las presas de embalse. Esta opción es más común cuando la superficie libre de los lodos se va a mantener siempre por debajo de una lámina de agua. Esta modalidad de construcción es muy rara en presas mineras abandonadas en España.

En la **Tabla 60** se muestran los criterios de valoración asignados de probabilidad de ocurrencia de una rotura en función del **método de construcción del dique (M_c)**.

La pendiente del talud de aguas abajo del dique principal, o el talud general si existen bermas, es otro de los factores geométricos de diseño primordiales para asegurar su estabilidad. Taludes perfilados de manera suave y por tanto con menor pendiente serán en general más estables, puesto que su base de apoyo sobre el suelo en relación a su altura será mayor (SERNAGEOMIN-BGR, 2008). Algunos casos históricos de deslizamiento ocurrieron en taludes con pendientes evidentemente excesivas. Por

ejemplo en el caso de Stava (Italia), ocurrido en 1985, el talud deslizado tenía una pendiente de 39° (Chandler & Tosatti, 1995), y el de Fernandinho (Brasil) era de 42° (ICOLD, 2001).

En algunos casos de diques construidos con residuos mineros se observa que la pendiente del talud coincide con el ángulo de reposo del material, es decir, el talud es el que resulta naturalmente del volcado del material con que se construye la presa. Es obvio decir que en estos casos el margen de seguridad de estos taludes es predeciblemente más bajo. No obstante, hay que señalar que como consecuencia del procesado mecánico de molienda previo, los residuos de lavadero granulares suelen presentar formas angulosas que les confiere ángulos de rozamiento interno relativamente elevados, aunque con una cohesión nula o muy baja, salvo en lodos plásticos (IGME, 1986). Lógicamente los valores más altos de rozamiento corresponden a los residuos más arenosos. Respecto al fenómeno de envejecimiento, además de la progresiva consolidación de los lodos, los procesos de lixiviación o arrastre de los sólidos disueltos pueden generar procesos físico-químicos que propicien una mayor cohesión y resistencia del material *in situ* a largo plazo. Algunos tipos de lodos pueden presentar cierto grado de cementación por la precipitación de hidróxidos u oxihidróxidos metálicos o sales de sulfato cuando son poco solubles, o bien pueden intensificarse los procesos de succión a medida que los residuos van perdiendo su humedad (IGME, 1986; Rodríguez *et al.*, 2011). Todos estos factores contribuyen a que estas presas abandonadas puedan mantener taludes de fuerte pendiente relativamente estables.

La cohesión aparente que proporcionan la succión en los lodos y la cementación por sales precipitadas, ambos procesos de gran importancia en zonas áridas y semiáridas, puede desaparecer cuando se produce la saturación y lavado de los residuos. Rodríguez *et al.* (2011) ponen de relieve la importancia de la succión en la estabilidad de los taludes de numerosas presas de lodos de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, en condiciones no saturadas con pendientes elevadas (entre 35° y 40°) superiores en algunos casos al ángulo de fricción interna, y baja cohesión de los materiales. La presencia de taludes subverticales en algunas presas mineras abandonadas españolas ha sido resultado en muchos casos de la extracción de materiales del dique para su aprovechamiento como áridos; dichos taludes mostraban importantes signos de

inestabilidad (grietas verticales, colapsos locales, etc.). Los ensayos de corte directo realizados sobre muestras remoldeadas según Próctor de algunas de estas presas abandonadas, dieron valores de ángulos de rozamiento interno entre 29° y 48° y baja cohesión. En muchos casos el ángulo de fricción era inferior al ángulo del talud, por lo que los procesos asociados al envejecimiento y secado de los lodos (especialmente en superficie) parecen ejercer un importante papel en la estabilidad de dichos taludes.

En la **Tabla 60** se muestran los criterios de valoración del parámetro **ángulo del talud del dique principal o talud general si existen bermas (Θ)**. Para el establecimiento de dichos criterios se han tenido en consideración, entre otros, los criterios aplicados por González de Vallejo *et al.* (2004) para la clasificación del territorio frente a potenciales movimientos de ladera, basado en Nilsen (1979) y Varnes (1984), donde las laderas formadas por depósitos superficiales con pendientes de: menos de 10° son consideradas *estables*; entre 10 y 20° *generalmente estables* cuando no existen movimientos de ladera activos ni antiguos registrados, o *moderadamente inestables* con movimientos antiguos; y de más de 20° *moderadamente estables* si no existen movimientos registrados, o *inestable* si ha habido algún movimiento previo. La presencia de movimientos activos hace que dichos depósitos se consideren inestables cualquiera que sea su pendiente. Se han tenido en cuenta además los datos relativos a los ángulos de rozamiento interno y cohesión de los ensayos de corte directo, realizados sobre muestras de diversas presas de lodos abandonadas.

Otro aspecto constructivo de importancia desde el punto de vista de la estabilidad es la **altura de la presa o de la suma de los diques (H)**, que se define como la diferencia entre la cota de coronación y la del punto más bajo en el contacto del pie del talud y el cimientamiento. Representa la suma de las alturas de todos los diques cuando existen recrecimientos (**Figura 66**). Es un parámetro que suele considerarse comunmente en las clasificaciones de presas en relación con los posibles riesgos asociados a una hipotética rotura.

De acuerdo con el Comité Internacional de Grandes Presas (ICOLD), y teniendo en consideración la clasificación de la ITC 08.2.01 para “depósitos de lodos en procesos de tratamiento de industrias extractivas” (derogada por el R.D. 975/2009), puede considerarse que una presa de lodos es grande cuando la altura, entendida tal y como se

ha definido anteriormente, es superior a 15 metros. También suele asumirse que las presas cuya altura es inferior a 5 m no suelen representar riesgos significativos salvo que almacenen grandes volúmenes, por encima de 3 millones de metros cúbicos de lodo (lo que no es habitual), o se presenten otras circunstancias especiales. Suelen considerarse igualmente grandes presas aquellas con alturas comprendidas entre 10 y 15 metros, siempre que cumplan alguna de las siguientes condiciones: longitud de coronación superior a 500 metros, capacidad de embalse superior a 1.000.000 de metros cúbicos y/o capacidad de desagüe superior a 2.000 metros cúbicos por segundo. En general se pueden considerar presas medianas aquellas cuya altura del dique está comprendida entre 5 y 15 metros, que no cumplan las condiciones antes reseñadas. Las presas con altura de dique inferior a 5 m se consideran presas pequeñas salvo excepciones. En cualquier caso, la mayor parte de las presas que han sufrido un fallo en su integridad física en el registro histórico, tenían una altura superior a 15 m (Rico *et al.*, 2008).

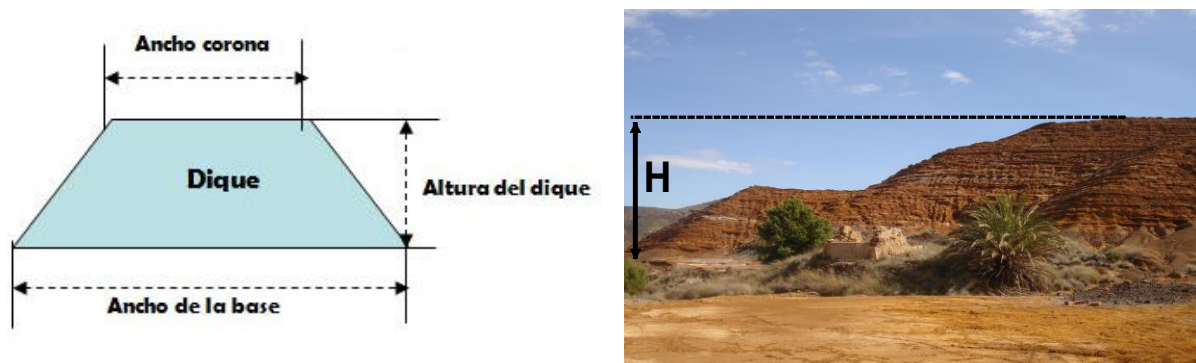


Figura 66. Medida del parámetro altura en presas mineras con recrecimientos.

La altura que puede alcanzar una presa con cierto grado de estabilidad va a ser función fundamentalmente de los parámetros de resistencia y grado de cementación y/o cohesión aparente de los materiales del dique, pendiente del talud, características de la fundación sobre el que se apoya, etc. En IGME (1986) se aconseja que las presas construidas por el método de aguas arriba no deberían superar los 25 m de altura. En cualquier caso, el incremento de altura representa una mayor carga y, por lo tanto, un factor que aumenta la vulnerabilidad del muro de contención respecto a una probable rotura, especialmente en condiciones de saturación. La mayor altura, en general, suele estar asociada a mayores deformaciones por eventos sísmicos y, es por ello, que los diques más elevados se consideren más inseguros (SERNAGEOMIN-BGR, 2008).

Como última reflexión, no debemos olvidar la mejora de las propiedades resistentes de los residuos mineros que conforman el dique con el paso del tiempo, y que presas abandonadas con cierta altura puedan ser relativamente estables. En la **Tabla 60** se muestran los criterios de valoración del parámetro **altura de la presa o de la suma de los diques (H)**, considerándose las presas con alturas superiores a 30 m las más vulnerables.

El incremento de la longitud de coronación del dique también puede aumentar la posibilidad de fallo. En este sentido, las presas exentas serían mas vulnerables (USEPA, 1994). Tal y como se ha comentado anteriormente, uno de los criterios que ICOLD utiliza para la definición de grandes presas, junto con la altura y capacidad de almacenamiento o desagüe, es una longitud de coronación superior a 500 m. Este criterio es el que se ha considerado más desfavorable, asignándole el máximo valor de probabilidad de rotura para dicho parámetro. El valor dado al parámetro **longitud de coronación del dique (L_D)** queda recogido también en la **Tabla 60**.

La suma del conjunto de subfactores considerados hasta aquí y estimados en la **Tabla 60** constituyen a su vez el factor **diseño y características constructivas (DC)**, es decir:

$$DC = Mat + Mc + \Theta + H + L_D$$

Donde,

Mat = Material de construcción del dique

M_C = Método de recrecimiento del dique

Θ = Ángulo en grados del talud del dique principal o talud general si existen bermas

H = Altura de la presa o de la suma de los diques

L_D = Longitud del dique de coronación

El valor máximo que puede alcanzar esta expresión es 80 puntos, para aquel hipotético caso en el que todos los subfactores valorados reúnan las peores condiciones teóricas desde el punto de vista de las características del dique.

Valoración del factor diseño y características constructivas del dique (DC) DC = Mat+Mc+Θ+H+L_D	
Criterio de valoración	Valoración del factor
Material de construcción del dique (Mat)	
Lodos de flotación	16
Lodos de flotación ciclados	12
Presa de tierra	8
Presa de tierra y bloques	4
Presa de mampostería o escollera	2
Hormigón en masa	0
Método de recrecimiento del dique (M_C)	
Aguas arriba	16
Línea central modificado	12
Línea central	8
Aguas abajo	4
Presa convencional de materiales sueltos	2
Presa convencional de mampostería o de hormigón en masa	0
Ángulo en grados del dique principal o talud general si existen bermas (Θ)	
Mayor de 35°	24
Entre 30 y 35°	16
Entre 20 y menos de 30°	12
Entre 10 y menos de 20°	6
Menor de 10°	3
Presa de mampostería o de hormigón en masa (cualquier ángulo)	0
Altura de la presa o de la suma de los diques (H)	
Mayor de 30 m	16
Entre 20 y 30 m	12
Entre 15 y menos de 20 m	8
Entre 10 y menos de 15 m	4
Entre 5 y menos de 10 m	2
Menor de 5 m	0
Longitud del dique de coronación L_D	
Mayor de 500 m	8
Entre 300 y 500 m	6
Entre 100 y menos de 300 m	4
Entre 50 y menos de 100 m	2
Entre 10 y menos de 50 m	1
Menor de 10 m	0

Tabla 60. Criterios de valoración del factor de diseño y características constructivas del dique (DC)

4.3.2.2. Volumen de residuos almacenados (VOL)

Ya se ha comentado que el volumen de lodos almacenados es un criterio considerado por ICOLD como modificador de la calificación de las presas. Se consideran grandes presas aquellas cuyo volumen es superior a un millón de metros cúbicos, en el caso de presas de entre 10 y 15 m de altura, o más de tres millones de metros cúbicos cuando tienen menos de 5 m de altitud. El volumen de almacenamiento depende del ajuste entre tamaño del dique y la topografía original del terreno donde se asienta la presa. En términos generales a mayor volumen, puede considerarse que la probabilidad de rotura crece. El factor que se ha denominado **volumen de residuos almacenados (VOL)** es valorado en la **Tabla 61**, asignando un valor máximo de 5 para este factor en aquellos casos en los que se supere el valor de dos millones de m³ de volumen.

Valoración del factor volumen de material almacenado (VOL)	
Criterio de valoración	Valoración del factor
Volumen estimado de material almacenado en Mm³ (Vol)	
Mayor de 2	20
Entre 1 y 2	16
Entre 0,5 y menos de 1	12
Entre 0,25 y menos de 0,5	8
Entre 0,10 y menos de 0,25	4
Menor de 0,10	0

Tabla 61. Criterios de valoración del factor volumen de material almacenado (VOL)

4.3.2.3. Emplazamiento (EMP)

Es evidente que el sitio donde se emplaza la presa de lodos va a tener una fuerte influencia sobre su estabilidad. La topografía, el tamaño de cuenca drenante aguas arriba, las condiciones climáticas de la zona, las propiedades geotécnicas del lugar y su sismicidad, son aspectos del emplazamiento que deben ser considerados en la evaluación de la estabilidad e integridad física de este tipo de depósitos (Witt and Wudtke, 2005). El factor **emplazamiento (EMP)** se ha subdividido en dos subfactores, relativos a la posición que ocupa en relación a la topografía circundante y a las características del sustrato.

El tipo de emplazamiento de las presas mineras en relación con la topografía es un aspecto importante desde el punto de vista de la estabilidad, especialmente en lo que se refiere a la forma en que condiciona el aporte de agua que pueden recibir externamente, por lo que se ha considerado evaluar la **tipología de presa según el lugar de emplazamiento (T_{EMP})**. De acuerdo con la clasificación de Vick (1990), las presas mineras se pueden clasificar dentro de las siguientes tipologías: de cierre de valle (*cross valley*), fondo de valle sin sobreponerse al cauce (*valley-bottom*), en ladera (*side hill*) y en llano o exentas (*ringed-dyke*) pudiendo estar constituidas por una única o múltiples estructuras, tal y como puede observarse en la **Figura 67**.

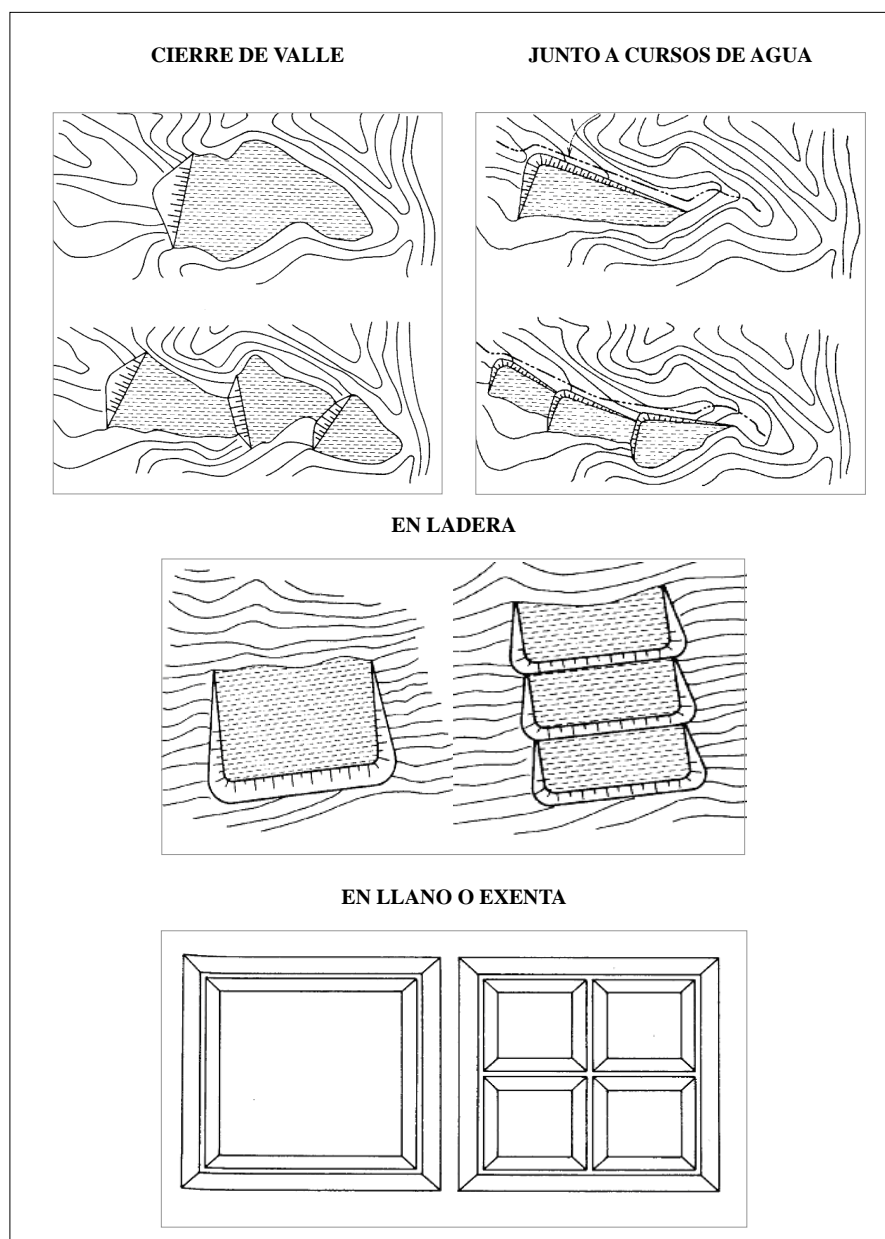


Figura 67. Tipologías de presas según el lugar de emplazamiento (Vick, 1990).

En las presas de cierre de valle y en las situadas junto a cursos fluviales, la influencia que puede tener el aporte externo de agua es mucho mayor que la correspondiente a situaciones de ladera o de llanura. Las presas de cierre de valle han sido una de las tipologías más empleadas, pues proporcionaban un máximo volumen de almacenamiento con un mínimo volumen de dique; pero este tipo de emplazamiento tiene serios inconvenientes respecto al control del agua cuando la cuenca hidrográfica es importante (IGME, 1986). Los diques de cierre de valle son particularmente vulnerables ante desbordamientos y sobrepasos de agua (*overtopping*) producidos por avenidas. Presentan también una mayor susceptibilidad a la erosión en las zonas de contacto entre los estribos del dique y las laderas donde se apoyan, y a la licuefacción, debida al alto volumen de agua que reciben procedente de la escorrentía superficial generada en la cuenca situada aguas arriba del depósito (USEPA, 1994). Ya se ha mencionado que la estabilidad del dique depende en gran medida del nivel de presión hidrostática del material que lo conforma, de tal forma que una elevación inusual de éste puede ser suficiente para ocasionar la rotura. Por lo tanto, el control del flujo de agua es especialmente importante en este tipo de presas. Este control dependerá de las infraestructuras existentes: sistemas de drenaje y desagües internos de fondo, aliviaderos y canales de desvío de cauces o perimetrales de recogida de la escorrentía superficial, etc., y de su grado de operatividad o estado de conservación. Las presas situadas junto a cursos de agua (**Figura 67**) pero sin interferir con el cauce (o con el cauce desviado a su paso por las proximidades del pie de la presa), representan una solución a la ubicación cuando la cuenca vertiente situada aguas arriba de la presa es muy grande. Sin embargo, este tipo de presas es especialmente vulnerable a la socavación del pie del dique por erosión fluvial, pudiendo dar lugar al fallo del muro de contención por descalce.

El aporte de agua en las presas en ladera es el agua de escorrentía generada en la ladera desde todos los puntos situados a mayor elevación que el depósito, y la que procede directamente de la lluvia o nieve que cae sobre ella. Se considera que el diseño en ladera es óptimo cuando las pendientes del terreno son inferiores a 10° (USEPA, 1994). Las presas exentas situadas en llanura solamente reciben el aporte hídrico procedente del agua de lluvia o nieve que cae directamente sobre las mismas. En algunas ocasiones pueden verse afectadas por alguna avenida si se localizan en la llanura de inundación, en cuencas muy abiertas con fondos de valle planos. Una ubicación poco frecuente, es

en divisoria de aguas. Como es lógico, este tipo de emplazamiento no es susceptible de verse afectado por la escorrentía superficial generada sobre los terrenos aledaños. En las presas exentas, el incremento de la longitud del dique o muro de contención también puede aumentar la posibilidad de fallo (Robertson, 1987), y suelen presentar una mayor exposición a la erosión eólica (USEPA, 1994).

Otro aspecto íntimamente relacionado con la ubicación de las presas es la pendiente original del terreno bajo el dique de la presa. Sin embargo, salvo cuando se disponga de cartografías anteriores a la construcción de la estructura que se esté evaluando, no será posible medir de forma directa, por lo que se puede asumir que será semejante a la que puede ser medida inmediatamente aguas abajo del dique en terreno natural. La influencia de la pendiente se hace notar sobre la estabilidad del mismo modo que es importante o puede serlo de cara a establecer el alcance de los daños en caso de rotura. En general, se parte del principio de que un emplazamiento con una topografía más abrupta será más desfavorable desde el punto de vista de la seguridad, que topografías más suaves o llanas.

En la **Tabla 62** se valora el emplazamiento en función de la tipología de presa y las características topográficas y geomorfológicas del lugar. Para ello, se han considerado los factores condicionantes de cada tipo de presa en términos de seguridad y se han incorporado, además de la pendiente del terreno, criterios relacionados con la morfología y grado de encajamiento de los valles, entendiendo que formas encajadas son indicativas de pendientes de cauce más elevadas y mayor capacidad erosiva de los cursos de agua. En general, el encajamiento suele estar asociado a topografías abruptas de fuertes pendientes. Se ha utilizado en la definición de dichos criterios las tipologías de valle propuestas por Horacio y Ollero (2011), basadas en un trabajo previo de Pardo-Pascual y Palomar (2002), que se basan en el índice de encajamiento (relación entre anchura máxima entre vertientes y profundidad del valle) y anchura del fondo de valle (**Figura 68**). El subfactor tipología de presa según el lugar de emplazamiento (**T_{EMP}**) se ha considerado de enorme importancia, lo que se ve reflejado en el rango empleado en su valoración, con un máximo de 80.

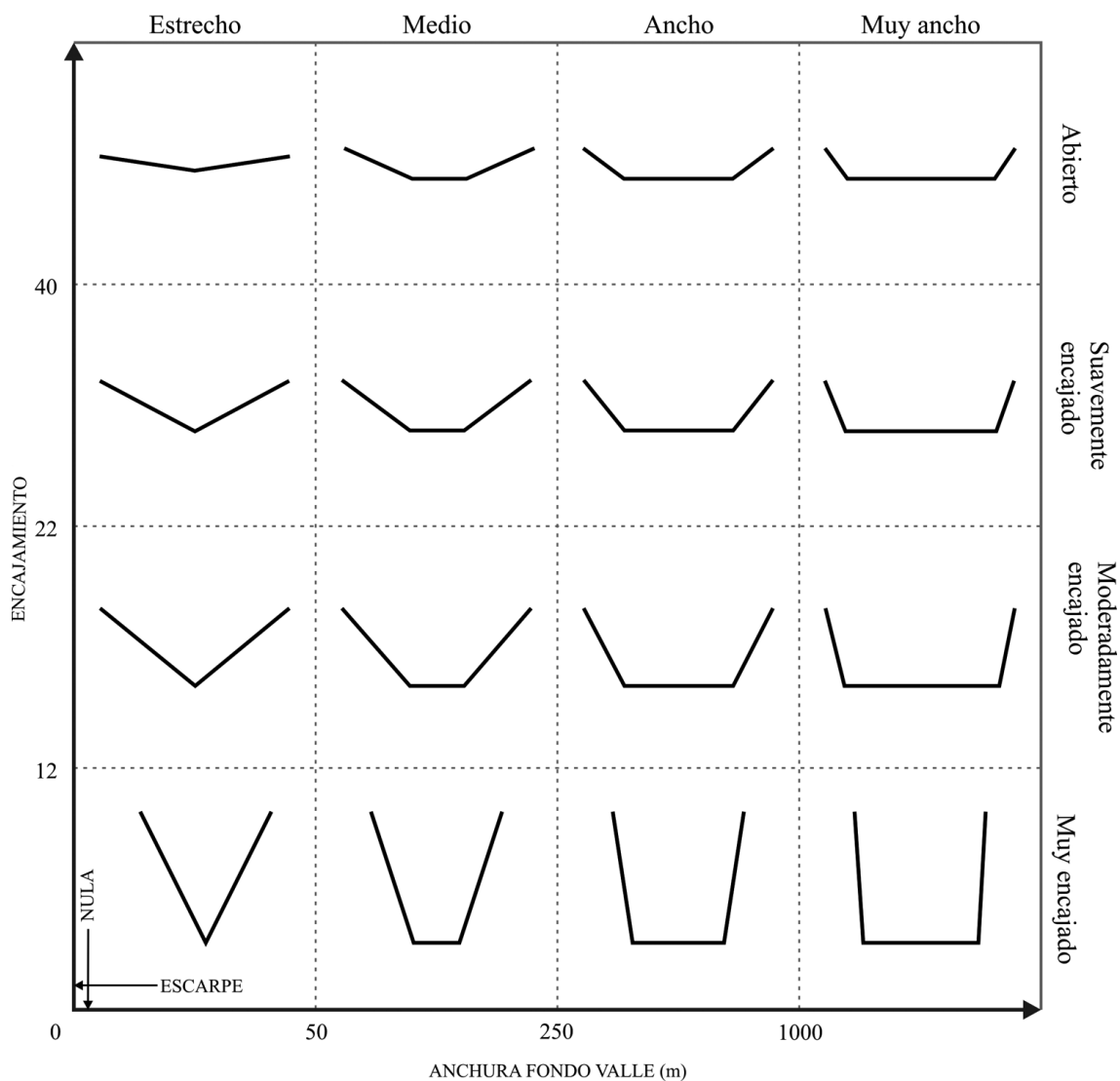


Figura 68. Tipos de valle atendiendo a su encajamiento y anchura de fondo (Horacio y Ollero, 2011; modificado de Pardo-Pascual y Palomar, 2002).

El material sobre el que se asienta una presa es el denominado **material de sustrato o cimentación (Sus)**. Los problemas asociados al material que sirve de cimiento son muy diversos. La mayoría de ellos son comunes a los problemas que pueden presentarse en presas de embalse de agua. Sin embargo, ciertos aspectos particulares de la construcción y operación de presas de lodos, tales como el elevado peso específico de los residuos almacenados, pueden exacerbar los problemas asociados a una baja resistencia del cimiento. En IGME (1986) se señala que la implantación del dique debe evitarse sobre materiales blandos, comprensibles o degradables que puedan deformarse excesivamente bajo las cargas impuestas o llegar a condiciones de rotura. Son también especialmente peligrosas las bolsas o lentejones de material blando ya que pueden producir asientos diferenciales en el dique y su consiguiente agrietamiento. Asimismo, es recomendable

evitar como cimiento depósitos antiguos de lodos y zonas minadas o karstificadas que puedan colapsar bajo la carga del dique o favorecer la erosión interna del mismo. También las formaciones arcillosas o limosas saturadas constituyen un cimiento deficiente ya que bajo la carga del dique pueden desarrollarse presiones intersticiales elevadas, con una reducción considerable de la resistencia al corte. El apoyo del dique sobre mantos coluviales o depósitos inclinados de suelo residual puede inducir movimientos lentos de fluencia al no soportar el terreno las tensiones tangenciales inducidas. El cimiento es pues determinante desde el punto de vista de la estabilidad y en particular su resistencia al esfuerzo cortante, su compresibilidad y su permeabilidad, así como las conexiones hidráulicas con respecto al entorno (USEPA, 1994). Existen muchas posibles clasificaciones de los materiales geológicos de cimentación o cimiento, habiéndose optado por una clasificación simple que distingue diversos tipos de materiales en base a su resistencia: suelos no consolidados, suelos consolidados, rocas blandas, rocas compactas alteradas o rocas duras compactas inalteradas o sanas (**Tabla 62**). El factor denominado **emplazamiento (EMP)**, que ha sido considerado de la máxima importancia, se valora como la suma de los valores asignados a los subfactores tipología de presa (**T_{EMP}**), y el material del sustrato o cimiento sobre el que se apoya el dique (**Sus**): **EMP = T_{EMP} + Sus**

Valoración del factor emplazamiento (EMP)	
EMP = T _{EMP} + Sus	
Criterio de valoración	Valoración del factor
Tipología de presa según lugar del emplazamiento (T_{Emp})	
Cierre de valle (<i>cross valley</i>)	80
Junto a cursos de agua (<i>valley-bottom</i>) en valles muy encajados	72
Junto a cursos de agua (<i>valley-bottom</i>) en resto de tipologías de valle	64
En ladera con pendientes mayores de 30°	64
En ladera con pendientes entre más de 20° y 30°	56
En ladera con pendientes entre 10° y 20°	48
En ladera con pendientes menores de 10°	40
Exenta en llanura de fondo de valle muy ancho y abierto	32
Exenta en divisoria de aguas	16
Exenta en llanura de gran extensión, páramo o similar	0
Material del sustrato o cimentación (Sus)	
Suelo poco o nada consolidado	20
Suelo consolidado	16
Roca blanda	12
Roca compacta alterada y agrietada o fisurada	8
Roca compacta alterada en superficie	4
Roca compacta y sana	0

Tabla 62. Criterios de valoración del factor emplazamiento (EMP)

4.3.2.4. Integridad física de la presa (IF)

Teóricamente, la estabilidad de las presas de lodos debe mantenerse a lo largo del tiempo pues este tipo de depósitos debe permanecer indefinidamente. Los problemas de estabilidad de una presa de residuos mineros son a veces advertidos directamente por simple observación de los efectos que ya se han ido produciendo a lo largo del tiempo, y que pueden ser causa de nuevos problemas de estabilidad. El factor que se ha denominado **integridad física de la presa (IF)** tiene por objeto poner de manifiesto las debilidades e inestabilidades observables en una determinada presa y su probable influencia sobre una hipotética rotura. Dicho factor es evaluado teniendo en consideración las huellas que han dejado procesos de inestabilidad ya ocurridos y el grado de erosión del dique de contención, determinados a partir de la observación directa *in situ*.

La presencia de **procesos de inestabilidad** reconocibles a través del desarrollo y extensión de sus efectos permiten realizar valoraciones directas sobre las implicaciones que pueden representar para la probabilidad de una rotura. Normalmente el fallo o rotura del dique de una presa minera suele producirse por deslizamiento del talud, cuando los esfuerzos de corte exceden la resistencia al corte del material que lo conforma. Las causas más comunes desencadenantes de este tipo de inestabilidad, en presas mineras abandonadas, suelen relacionarse con una pérdida de resistencia de los materiales del dique por incremento de la presión de poros debido a: (1) una elevación del nivel freático a veces observable por la elevación del nivel de la laguna de decantación, y su aproximación al muro de contención, o por la obstrucción de los sistemas de drenaje y evacuación de aguas de la presa; y (2) la ocurrencia de un sismo pudiendo dar lugar a roturas tipo flujo por licuefacción. Los deslizamientos pueden también producirse asociados a fenómenos de desbordamiento de la laguna de decantación con sobrepaso de la coronación del dique, o al socavamiento del pie del talud durante avenidas o crecidas de agua, o bien, por asentamientos o fallos de la fundación o cimentación del dique entre otros (CANMET, 1997). Asimismo, la rotura puede venir dada por el desarrollo de profundas cárcavas por erosión remontante regresiva, favorecidas por fenómenos de sobrepaso o por procesos de erosión interna, o también por una erosión hídrica externa extrema (**Figura 69**). Más raramente, el fallo del dique se produce por un hundimiento (desplazamiento vertical) o colapso debido al

fallo de la cimentación, por colapso de cavidades asociadas a medios karstificados o por subsidencia minera. Por último, algunas roturas del dique pueden relacionarse con actividades antrópicas; existen ejemplos de extracción de arenas en presas abandonadas en España que han roto o socavado el muro de contención generando taludes verticales o subverticales muy fisurados e inestables (**Figura 69**).

Desde el punto de vista del análisis del riesgo, la rotura de un talud de una presa libera en cierto modo tensiones que estaban actuando hasta el mismo momento del accidente. Sin embargo, si con posterioridad a ésta no se toman medidas que modifiquen las condiciones generales de estabilidad, puede pensarse que la probabilidad de una nueva rotura sigue existiendo, que es el caso común en la mayoría de las presas abandonadas. En la **Figura 70** se muestran distintos mecanismos de rotura en diques de presas de lodos según IGME (1986).

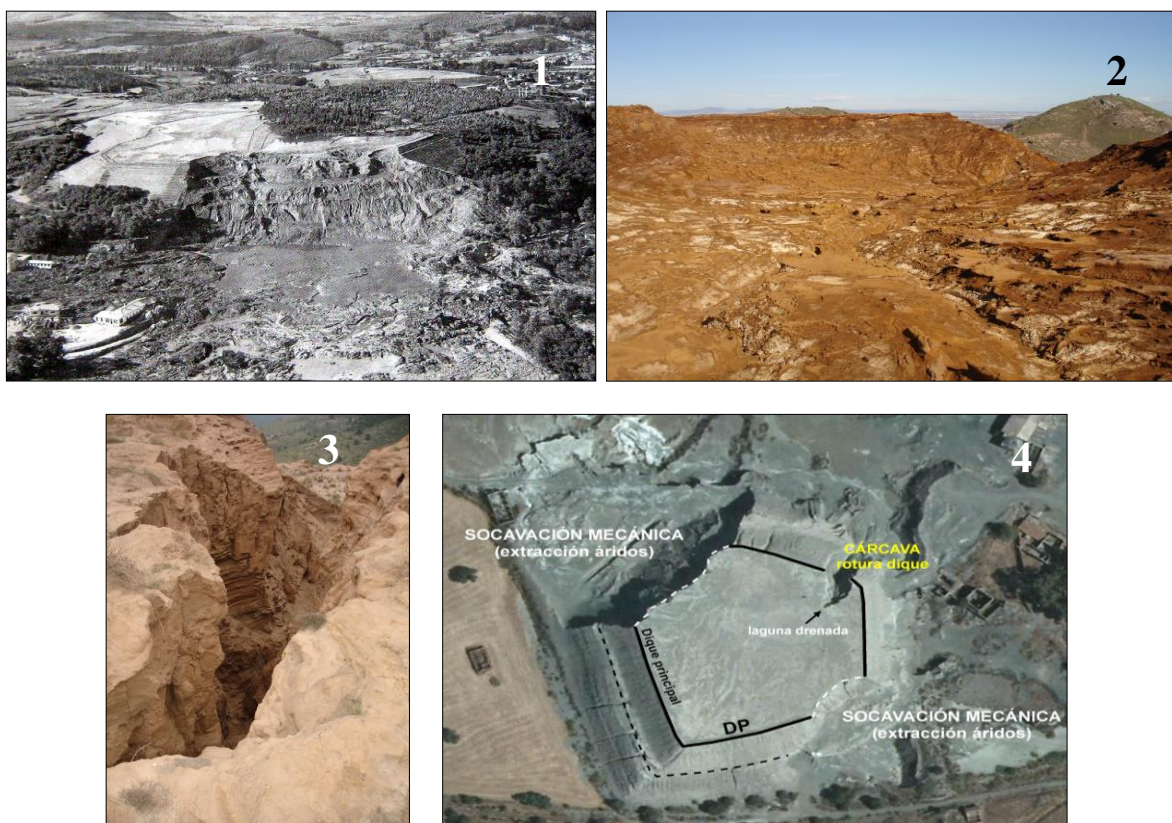


Figura 69. Foto 1: rotura con flujo en la presa Luciana (Cantabria) producida en 1960, actualmente abandonada, en la que se produjeron dieciséis víctimas mortales. Foto 2: rotura con flujo en la presa El Descargador (Sierra Minera Cartagena-La Unión). Foto 3: rotura por erosión remontante regresiva de una presa en Portman (Sierra Minera Cartagena-La Unión). Foto 4: rotura de los diques por extracción de arenas para su aprovechamiento como áridos en la Mina El Soldado en Villanueva del Duque (Córdoba).

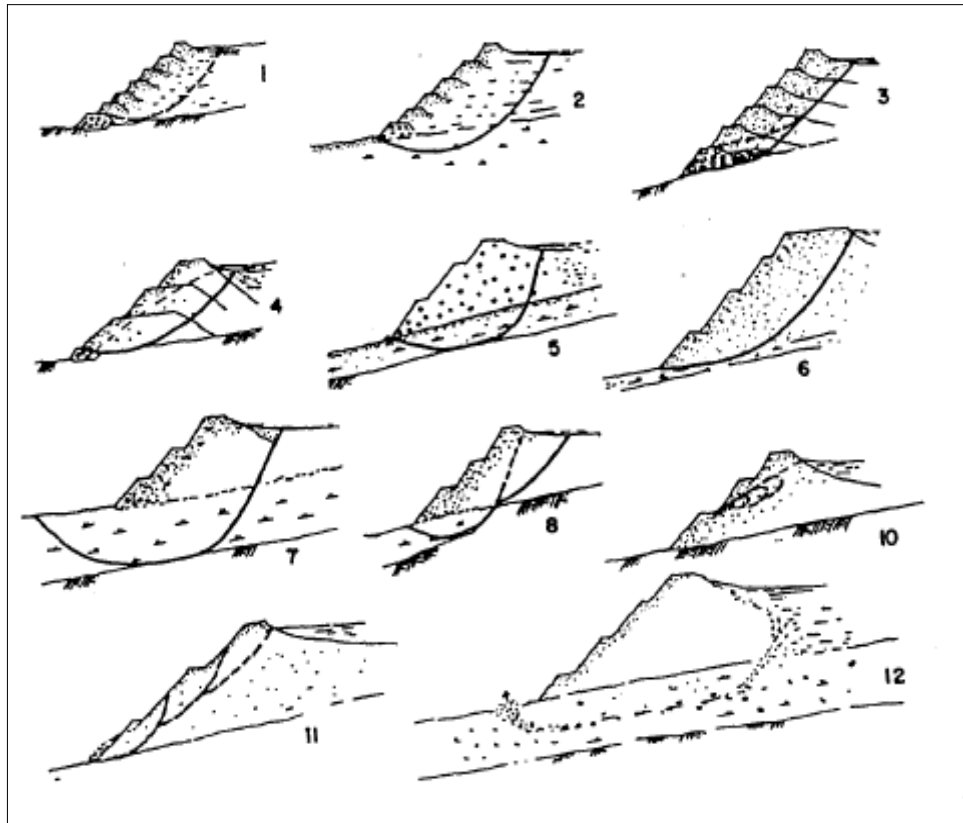


Figura 70. Formas de rotura de diques de presas de lodos. 1. Deslizamiento circular. 2. Deslizamiento circular atravesando el cimient. 3. Deslizamiento superficial plano. 4. Deslizamiento circular de pie. 5. Deslizamiento plano con salida curva al pie. 6. Deslizamiento mixto con tramo recto siguiendo la capa débil. 7. Deslizamiento curvo con desarrollo por el cimient y salida a cierta distancia del pie del dique. 8. Deslizamiento o fisuración según el quiebro. 10. Erosión remontante o regresiva. 11. Deslizamientos superpuestos. 12. Erosión interna, con cavidades en la base del dique y escape de lodos (extraído de IGME, 1986)

El colapso en una presa minera es indicativo de que se han producido deformaciones de la estructura o de los lodos almacenados en ésta. El colapso puede manifestarse en el dique o en el vaso de la presa. Este tipo de inestabilidad es definida como un desplazamiento vertical o descenso del terreno rápido, debido a una brusca reducción de la capacidad portante de los residuos o del material de cimentación por diversas causas (erosión interna, colapsos en el cimient por karst o por subsidencia minera). La mayoría de los colapsos en estos depósitos de residuos se suelen producir en el vaso de la presa, estando asociados por lo general al fallo de las chimeneas o torres que colectaban el sobrenadante de la laguna de decantación. Estas chimeneas se iban construyendo a medida que se depositaban los lodos, estando conectadas en la base del depósito con un conducto casi horizontal para evacuar agua por gravedad (**Figura 71**). Se ha comprobado que estas torres de decantación son por lo general muy vulnerables, ya que suelen obstruirse o romperse por la presión de los lodos que son almacenados,

además de que el diseño de la torre vertical parece no ser el más adecuado desde el punto de vista sísmico (MINEM, 1997). La rotura o el mal funcionamiento de estas infraestructuras deriva en filtraciones de agua hacia el cuerpo del depósito con los consiguientes efectos indeseables de humedecimiento, elevación del nivel freático, etc. Al mismo tiempo, estos drenajes rotos o no operativos se convierten también en vías preferentes para la infiltración descontrolada del agua, favoreciendo la erosión interna del depósito al crearse gradientes hidráulicos elevados que propician el arrastre de los materiales más finos, hacia los materiales más gruesos y permeables, situados generalmente en el dique. El arrastre del material inicia un proceso de erosión remontante que va ampliando la vía de agua en lo que se conoce como tubificación o *piping*, el cual puede dar lugar a una rotura local o general del dique, o del cimiento en el que se apoya (USEPA, 1994). Rodríguez *et al.*, (2009) señalan que la mayor parte de los casos históricos registrados de rotura de presas de lodos por el mal funcionamiento de las estructuras auxiliares (ICOLD, 2001) estaban relacionados con este tipo de infraestructuras de drenaje.

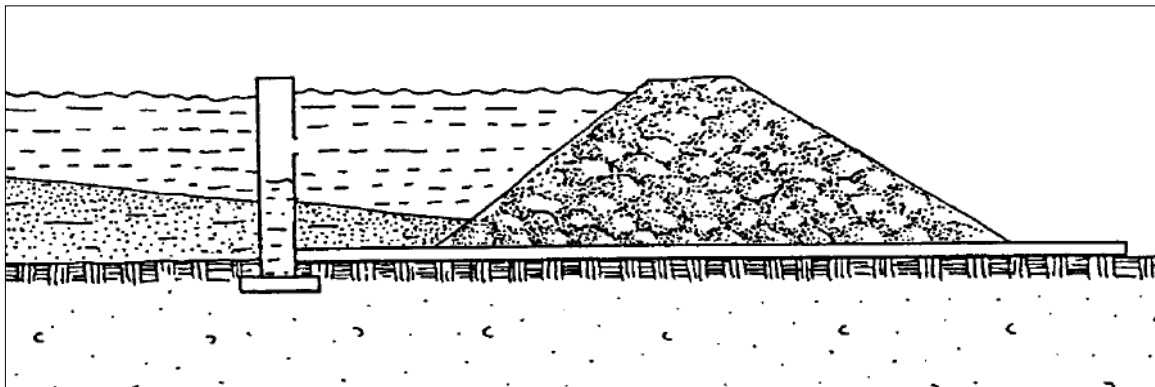


Figura 71. Sección del sistema chimenea-conducto de desagüe (extraído de IGME, 1986).



Figura 72. Subsistencia del vaso de una presa de lodos en Portman (Sierra Minera Cartagena-La Unión) por colapso asociado a procesos de erosión interna.

En la **Figura 72** se puede apreciar la subsidencia del vaso de una presa de lodos en Portman (Sierra Minera de Cartagena-La Unión), asociado a un colapso por erosión interna. Un caso extremo de dicho proceso, es el hundimiento total del vaso, tal y como puede apreciarse en la **Figura 73**, en una presa restaurada en La Carolina (Jaén).



Figura 73. Hundimiento del vaso de una presa de lodos en La Carolina (Jaén) asociado al arrastre del material a través del sistema de drenaje de fondo.

El asentamiento en el dique de una presa de lodos es el resultado de una consolidación del material que conforma su estructura o de los materiales en los que se apoya. Las presas abandonadas han experimentado a lo largo del tiempo un proceso de consolidación por el propio peso de los residuos. Se trata en general de un proceso lento; en los lodos finos depositados en presas sobre cimiento impermeable la consolidación natural es extraordinariamente lenta no pudiendo contarse con una estabilización de los asientos hasta períodos superiores a los 40 o más años (IGME, 1986). La consolidación, asociada al envejecimiento de la estructura, representa en general una mejora de los parámetros resistentes de los materiales que conforman la presa. Sin embargo, cuando la cimentación del dique está constituida por materiales blandos que pueden deformarse fácilmente bajo la carga de los lodos, puede dar lugar a asientos diferenciales en el muro de contención. En zonas sísmicas, las presas de lodos pueden también experimentar asientos como resultado de los cambios de fábrica en la microestructura de los lodos, inducidos por terremotos. Los problemas de estabilidad del dique relacionados con este tipo de deformación, independientemente de la causa que los produzca, derivan de la fisuración o agrietamiento asociados a la ocurrencia de asientos diferenciales. La formación de asientos, localizados en la coronación del mismo puede favorecer el desbordamiento o sobrepaso del agua acumulada en la laguna, durante períodos de intensas precipitaciones o avenidas.

Otros daños que pueden comprometer la integridad física de la estructura son las grietas presentes en el depósito, independientemente de su origen, pues son una vía preferente de entrada de agua pudiendo permitir la saturación rápida de masas profundas de material en eventos de lluvias fuertes. Ocasionalmente, será necesario considerar también las deformaciones o abombamientos en el talud, la socavación hidráulica o mecánica (antrópica) del pie del dique, la socavación del dique por madrigueras de animales, etc.

Un importante aspecto a tener en cuenta es la erosión del dique, pues es un potencial mecanismo de rotura a largo plazo de las presas mineras abandonadas (ANCOLD, 2011). Los procesos erosivos se generan a consecuencia de dos clases de fenómenos (Robertson and Clifton, 1987): los eventos extremos de corta duración como son los fenómenos tormentosos de intensas precipitaciones, y la acción erosiva y permanente del agua, el viento y el hielo que induce a una progresiva degradación de la estructura. La erosión hídrica suele ser el proceso erosivo más importante, aunque la erosión eólica es también un fenómeno a considerar especialmente en regiones áridas y semiáridas. En nuestro país, los efectos del hielo no juegan un papel tan decisivo como en otras áreas del mundo caracterizadas por inviernos muy fríos y severos o con el desarrollo del permafrost. Con el tiempo, el daño acumulativo que puede generar la recurrencia de eventos extremos en estructuras que no han fallado contribuye también al deterioro progresivo de las presas de lodos (Xenidis, 2004). García (2004) constató en presas de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión pérdidas de material por erosión entre 2 y 8 kg/m², durante un único evento tormentoso de una intensidad de 60 L/m². El acarcavamiento es una causa común de inestabilidad de los diques (Xenidis, 2004).

La presencia de regueros, cárcavas y fenómenos de tubificación en numerosos taludes de depósitos mineros abandonados es un reflejo claro no sólo de la alta erodibilidad y/o dispersividad de los mismos, sino también del efecto acumulado de procesos erosivos durante el tiempo transcurrido desde el abandono. Estas formas de erosión hídrica representan los distintos estadios del grado de degradación que se ha alcanzado en un depósito de lodos, pudiéndose distinguir la siguiente secuencia: remoción por impacto o salpicadura de las gotas de lluvia; erosión laminar con arrastre de la capa más superficial por acción de la escorrentía difusa; erosión en regueros por concentración del flujo de agua en surcos o canales de menos de 30 cm de profundidad, y erosión en

cárcavas. Es común además, que se aprecien diferentes formas de erosión en un solo talud, variando desde la simple erosión laminar en partes altas de los taludes a procesos de erosión concentrada muy marcados en las zonas bajas. En muchos casos, la existencia de una cárcava profunda puede ser el resultado de la evolución de anteriores procesos de tubificación en los que los túneles formados han colapsado, o como consecuencia de agrietamientos debidos a asentamiento u otra causa. En muchos casos, un proceso de crecimiento acelerado de una cárcava puede provocar por si sólo el deslizamiento de una presa. La tubificación, igualmente, constituye una de las principales causas de fallo de las presas de lodos (ICOLD, 2001). Se ha señalado que los procesos de tubificación (*piping*) pueden iniciarse por afloramiento de agua freática en el talud del dique, por arrastre de partículas hacia el exterior o hacia otros materiales más gruesos o por fracturación hidráulica (Oldeocop y Rodríguez, 2006).

En la **Figura 74** se muestran ejemplos de formas de erosión hídrica en diques de presas mineras.



Figura 74. Formas de erosión hídrica en diques de presas de lodos: a) erosión por salpicadura; b) erosión en regueros y tubificación al pie del dique; c) acarcavamiento; d) erosión en regueros y cárcavas.

Por todo lo anterior, se ha considerado que **el estado erosivo o grado de erosión del dique** en un determinado momento es a su vez un indicador directo del grado de debilitamiento de la resistencia del mismo. De este modo es posible, mediante la simple visualización, obtener valoraciones sobre la incidencia de los procesos erosivos en la estabilidad. El estado erosivo o grado de erosión puede ser descrito como sigue:

- Incipiente: Erosión laminar evidente. Algún reguero (< 30 cm de profundidad) y/o evidencia de flujo anastomosado.
- Significativo: Pocos regueros. Alguna cárcava pequeña (de 30 cm a 1m de profundidad).
- Importante: Frecuentes regueros. Pocas cárcavas pequeñas.
- Notable: Abundantes regueros. Frecuentes cárcavas (alguna grande, de >1 m de profundidad). Algún fenómeno de tubificación.
- Extremo: Abundantes regueros y cárcavas, grandes y pequeñas. Frecuentes fenómenos de tubificación. Algunos desprendimientos de bloques o deslizamientos someros, normalmente asociados a cárcavas y fenómenos de tubificación.

El factor que se ha denominado **integridad física de la presa (IF)** se obtiene directamente mediante una tabla de doble entrada en la que se relacionan, por un lado, las inestabilidades observadas en la presa y, por otro, el grado de erosión o estado erosivo del dique (**Tabla 63**). La total ausencia de signos de erosión y de inestabilidad supondría la asignación de un cero al factor considerado. Respecto a la valoración, se asume que un talud o dique de una presa minera que ha alcanzado el estado de erosión que se ha calificado como extremo se encuentra en una situación de máxima propensión a sufrir una rotura, siendo una cuestión de tiempo que se produzca. Es por esto que se ha optado por asignar un máximo a dicha situación extrema, independientemente de si va acompañado o no de alguna evidencia de inestabilidad. Puede comprobarse por el rango de valores asignado a este factor que su importancia se considera muy elevada. Por otra parte, la valoración de las inestabilidades no son categóricas, siendo admisible la asignación de otro valor distinto del que se deduciría de la tabla cuando la opinión experta lo aconseje; por ejemplo, dependiendo de las dimensiones y localización en la estructura, la presencia de grandes grietas admite valores más altos cuando se considere que comprometen seriamente la estabilidad.

ESTADO EROSIVO DEL DIQUE	INESTABILIDADES EN EL DIQUE			
	SIN EVIDENCIAS	DESLIZAMIENTOS SUPERFICIALES; ASENTAMIENTOS; GRIETAS GENERALIZADAS; OTRAS DEFORMACIONES O INESTABILIDADES MENORES	HUNDIMIENTO O COLAPSO DEL VASO	ROTURAS GENERALIZADAS O LOCALES EN EL DIQUE
Incipiente	16	32	48	80
Significativo	32	48	64	80
Importante	48	48	64	80
Notable	64	64	80	80
Extremo	80	80	80	80

Tabla 63. Matriz para la determinación del factor integridad física del dique (IF)

4.3.2.5. Balance de humedad de los residuos mineros y de los materiales que conforman el dique (BH)

Los procesos de inestabilidad inducidos hidrológicamente son la principal causa de rotura de las presas abandonadas (Zardari, 2011). El funcionamiento hidráulico es determinante de las condiciones de estabilidad de las presas de lodos (Rodríguez *et al.*, 2011). La estabilidad del dique va a depender en gran medida del nivel de presión hidrostática o presión de poros del material que lo conforma y de los residuos almacenados. En depósitos de lodos abandonados el deslizamiento del talud se produce generalmente por un incremento de dichas presiones intersticiales, debido a la elevación de la superficie freática en el dique. Zardari (2011) señala que la estabilidad de una presa de lodos bajo condiciones de carga estática y sísmica, va a depender del mantenimiento de un bajo nivel freático en el dique de contención. La elevación del nivel freático en el interior de una presa depende en buena medida del balance de entradas y salidas de flujos de agua en la presa. En la **Figura 75** se muestra el modelo conceptual del balance hídrico de una presa de lodos abandonada. La entrada de agua al depósito se produce a través de: a) la escorrentía superficial y aportes de agua de los cursos fluviales localizados aguas arriba de la instalación; b) el agua de lluvia o nieve; y c) flujos de agua subterránea. La salida de agua tiene tres vías: a) evaporación; b) infiltración vertical hacia la fundación u horizontal a través de los residuos hacia el talud, favorecido por la estratificación de los lodos; y c) desbordamiento de la laguna y

sobrepaso del talud. A efectos de facilitar el análisis, el que se ha denominado factor **balance de humedad de los residuos mineros y de los materiales que conforman el dique (BH)** se ha descompuesto en un sumatorio de subfactores que se describen más abajo. Nuevamente, cuanto mayor es el valor asignado a cada uno de ellos mayor es la peligrosidad ante una posible rotura o fallo del dique. Cada uno de los subfactores se valora en un determinado rango de valores, es decir: un mayor valor máximo y una mayor amplitud del rango de valoración de un determinado subfactor equivalen a que dicho subfactor tenga un mayor peso o importancia relativa. En las **Tablas 64 a 67** se proporcionan los valores asignados a los diferentes subfactores.

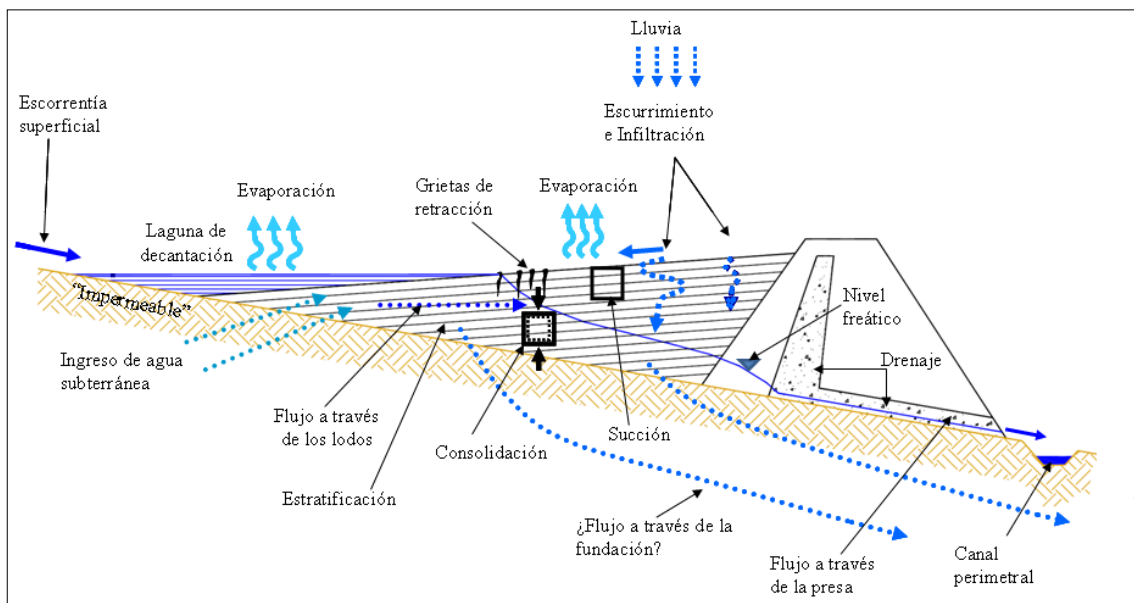


Figura 75. Modelo conceptual esquemático con los diferentes componentes de una presa de lodos de flotación abandonada (modificado de Zandarin *et al.*, 2009).

La mayoría de las presas mineras abandonadas que han sido investigadas han mostrado, por debajo de la zona de desecación superficial, un grado de saturación relativamente elevado de los residuos en niveles relativamente poco profundos del depósito, y un gran volumen de agua almacenado de forma capilar. Las mediciones realizadas en muestras de sondeos en ocho presas de lodos abandonadas de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, en un ambiente semiárido, dieron como resultado índices de saturación superiores al 70% en lodos localizados a más de 3 m de profundidad (García, 2004). En el desierto de Arequipa (Perú), los relaves o lodos de algunas presas abandonadas permanecían saturados a escasa profundidad: 1,6 m por debajo de la superficie (Villachica y Sinche, 1984). El volumen de agua capilar reduce considerablemente la

capacidad de almacenamiento de agua en los poros del material y, como resultado de esto, la infiltración de cantidades relativamente pequeñas de agua de lluvia puede provocar una rápida elevación del nivel freático y la saturación de los residuos, con el correspondiente descenso de las condiciones de estabilidad del depósito. En general se puede decir que una mayor humedad en los residuos y en los materiales que conforman el dique implica menor estabilidad y mayor probabilidad de rotura. Por esto, en presas mineras ha de intentarse que el nivel freático no emerja en el dique, manteniéndose lo más bajo posible en las proximidades del mismo (Vick, 1990). En diques construidos con el método “aguas arriba”, el modelo teórico para mantener un nivel freático bajo en las proximidades del mismo apunta a un incremento de la permeabilidad relativa o conductividad hidráulica lateral (**Figura 76**), mediante una deposición segregada de los residuos almacenados en función del tamaño de grano y permeabilidad (USEPA, 1994). Se ha señalado que en este tipo de depósitos la permeabilidad horizontal (k_h) es por lo general mayor que la vertical (k_v), con una relación típica entre ambos del orden de 2,5 aunque, en algunos casos, puede llegar a 10 (IGME, 1986).

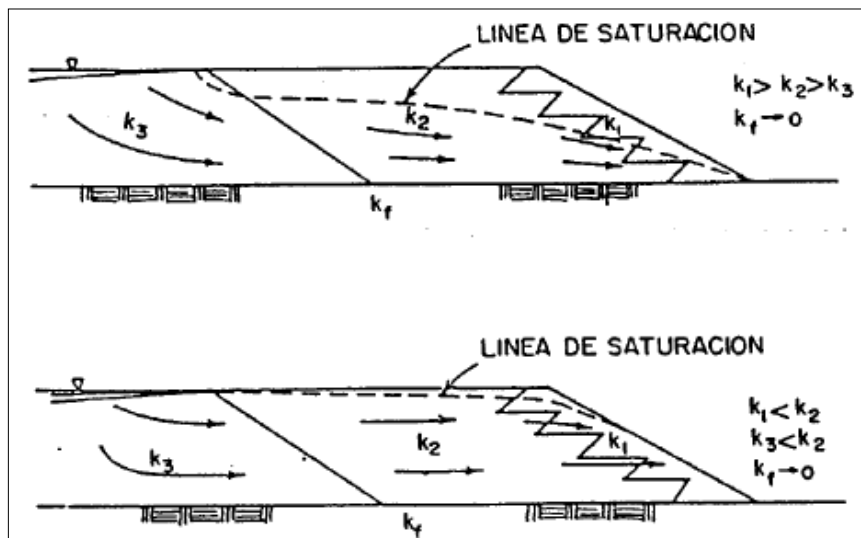


Figura 76. Variación de la posición del nivel freático (línea de saturación) en una presa minera construida por el método aguas arriba en función de la segregación granulométrica y de permeabilidad de los residuos en el depósito. k_1 permeabilidad en el dique; k_2 permeabilidad en la zona de transición o playa; k_3 permeabilidad en la laguna de decantación; y k_f permeabilidad de la fundación (cimiento impermeable) (IGME, 1986).

La aproximación y elevación de la superficie freática en el dique puede verse favorecida por diversas causas, entre las que destacan:

- La elevación del nivel de embalse por aportes de agua de crecidas o lluvias persistentes o por obstrucción de las torres de decantación, etc.

- La localización de la laguna de decantación próxima a la coronación del dique por un mal diseño durante la fase de operación de la presa, o por el empuje de materiales depositados sobre la estructura.
- Deficiente permeabilidad lateral de los materiales del depósito como consecuencia de una mala segregación granulométrica durante el proceso de deposición, o por una reducción de la conductividad hidráulica en profundidad como consecuencia de la consolidación.
- La localización del depósito sobre un sustrato o cimiento impermeable impidiendo la evacuación por infiltración de agua a través del mismo, o la entrada de agua subterránea al depósito si se encuentra conectado hidráulicamente con acuíferos detríticos aluviales.
- La existencia de niveles freáticos colgados debido a la presencia de niveles de material fino e impermeables en el talud (estratificación).
- Sistemas de evacuación de aguas (aliviaderos, canales perimetrales, etc.) y drenaje internos mal conservados e inoperativos.

Por todo lo anteriormente comentado, una forma relativamente sencilla de evaluar de modo indirecto la ubicación del nivel freático en el depósito es a través de la posición relativa de la **laguna de decantación (L_d)**. La laguna de decantación es el sector más deprimido de la presa, por lo que en la mayoría de las presas de lodos abandonadas el agua de lluvia y el escurrimiento superficial se acumulan en ella, al menos estacionalmente. La existencia de la laguna influye en el contenido de humedad de los lodos de flotación, al actuar como un elemento distribuidor del agua. Este proceso de percolación del agua y el flujo en el interior de la presa puede verse favorecido por la existencia de grietas de desecación o de tracción asociadas a procesos de hundimiento o colapso. La identificación y delimitación de la laguna de decantación puede realizarse en base a diversas evidencias, entre las que se pueden destacar: la existencia de sobrenadante, la presencia de precipitados de sales en la zona más deprimida o en sus bordes, y la presencia de vegetación freatofítica, como enneas (género *Typha*) o juncos (géneros *Juncus* y *Scirpus*) y especialmente carrizos (*Phragmites australis*), especies que se caracterizan por tener su sistema radicular y parte del tallo bajo el agua, al menos durante una parte del año. También se pueden apreciar, además de las grietas típicas de desecación, grietas de tracción y/o la presencia de tubificaciones relacionadas con

fenómenos de erosión interna. En la **Figura 77** se ilustran algunos de estos criterios empleados para la identificación de la laguna de decantación.



Figura 77. Criterios para la identificación y delimitación de la laguna de decantación en presas minera. Izquierda: laguna de una presa en el Gorguel (Sierra Minera de Cartagena-La Unión), con presencia de sobrenadante, vegetación hidrófila y precipitados de sales. Derecha: laguna con sobrenadante en una presa en Rio Tinto (Huelva).

A efectos de evaluación, la presencia de una laguna de decantación puede ser considerada indicativa de unas condiciones de saturación o cuasi-saturación de los residuos almacenados, según presente un sobrenadante permanente o intermitente y, por lo tanto, de un nivel freático elevado en el depósito. Asimismo, la superficie relativa de la laguna respecto al área total del vaso de la presa puede constituir también un indicativo más que reafirme el mayor o menor grado de saturación del material. La posición de la laguna de decantación respecto al dique es de suma importancia pues determina la mayor o menor proximidad del nivel freático a la cara exterior del mismo. La estabilidad de las presas construidas por el método de aguas arriba va a depender, entre otros factores, de la amplitud de la “playa” no sumergida, párametro este último que va a determinar en gran medida la altura de la superficie freática en el dique (MINEM, 1997), así como de la granulometría y permeabilidad de los materiales que la conforman. El *Dams Safety Committee* (DSC) de Nueva Gales del Sur (Australia) recomienda que, en presas de aguas arriba operativas que carezcan de drenajes de fondo, la laguna de decantación debería localizarse a una distancia del muro de contención superior a 10 veces la altura del dique (DSC, 2012). La Comisión Europea (2009), a este respecto, indica que la anchura de playa o distancia del dique a la laguna debería ser al menos superior a la altura de la presa. Otros autores recomiendan una anchura de playa (BAW) mínima de 30 m para este tipo de presas (Martin *et al.*, 2002). El riesgo de inestabilidad física puede reducirse mediante el drenaje del sobrenadante.

En la mayoría de las presas abandonadas las torres de decantación o chimeneas no suelen estar operativas, y el fallo de dichos sistemas de drenaje, tal y como se ha señalado en apartados anteriores, ha propiciado fenómenos de erosión interna al convertirse en vías preferentes para la concentración del flujo de agua en el depósito, que se evidencian en la presencia de procesos de colapso o hundimiento de las lagunas de decantación. En algunas presas abandonadas se han construido zanjas para el drenaje de la escorrentía que pueda acumularse en la laguna, en la mayoría de los casos excavadas directamente sobre el dique sin ningún tipo de revestimiento. La erodibilidad de los materiales expuestos ha favorecido la erosión hídrica propiciando procesos de acarreamiento y erosión remontante hacia la laguna, aprovechando la apertura de dichas vías de drenaje. Algunos depósitos abandonados presentan roturas del dique por cárcavas de varios metros de profundidad o barrancos con afección al vaso de la presa. Aunque dichas inestabilidades favorecen el drenaje y contribuyen a reducir la humedad dentro del depósito, no está claro en qué medida pueden elevar la probabilidad de nuevos fallos en la estructura. Por último, la presencia de una laguna en el vaso reduce la capacidad de almacenamiento de agua por lo que, en caso de fuertes lluvias o avenidas, el riesgo de sobrepaso sobre el talud se incrementa.

La contribución del subfactor relativo a la laguna de decantación a la posibilidad de rotura del dique será evaluada teniendo en consideración la superficie ocupada por la misma, el carácter permanente o intermitente de la lámina de agua, y su posición relativa con respecto al muro de contención. De este modo, los criterios de evaluación aparecen reflejados en la **Tabla 64**. Otro subfactor a considerar es la **posición del nivel freático en el dique (Fr)**, pues determina en gran medida el grado de saturación de los materiales: cuanto más elevado se encuentre, mayor volumen de material se encontrará en condiciones de saturación. En cierto modo, este subfactor no es del todo independiente del anterior, por lo que se ha intentado que sea la suma de ambos la que determine la verdadera importancia del reconocimiento de la posición del nivel freático para la estabilidad de una presa, pudiendo ser valorados en conjunto hasta un máximo de 50 puntos (**Tabla 64**). Se ha comprobado en presas abandonadas de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión que a partir de un grado de saturación del 80% se produce una reducción drástica de los parámetros de resistencia de los residuos (Rodríguez *et al.*, 2011). Es evidente, que la situación más desfavorable será aquella en que la superficie freática se localice en el cuerpo del dique, cerca de la coronación del mismo. En algunas

ocasiones será posible obtener medidas piezométricas directas si existen piezómetros en la presa o a través de la chimenea de drenaje, si se encuentra operativa. En la mayor parte de los casos, sin embargo, no será posible disponer de dicha información por lo que será necesario recurrir a otro tipo de evidencias como la presencia de surgencias, vegetación freatófita o rezumes de agua en el talud exterior del dique. Estas medidas indirectas presentan por el contrario un mayor grado de incertidumbre. La ausencia de vegetación freatófita no implica necesariamente la falta de agua, pues en este hecho pueden influir otros factores relacionados con las características químicas y de toxicidad de los materiales. Asimismo, la presencia de surgencias o el afloramiento de agua en el talud puede deberse a la existencia de niveles freáticos colgados, y no ser indicativos de la localización del nivel freático general en la estructura. En la **Tabla 64** se muestran los criterios de valoración asignados a este factor.

Valoración del factor balance de humedad de los residuos que conforman la presa (agua freática) BH = L_d + Fr + Ia + P₂₄ + Q_E + D_E + Rv	
Laguna de decantación (L_d)	Valoración del factor
Laguna de decantación de extensión superior al 50% de la superficie del vaso de la presa	
Lámina de agua permanente	30
Lámina de agua intermitente	27
Laguna de decantación de extensión igual o inferior al 50% de la superficie del vaso de la presa	
Lámina de agua permanente. Distancia al dique menos de 1 vez la altura del mismo.	30
Lámina de agua intermitente. Distancia al dique menos de 1 vez la altura del mismo	27
Lámina de agua permanente. Distancia al dique entre 1 y 2 veces la altura del mismo	24
Lámina de agua intermitente. Distancia al dique entre 1 y 2 veces la altura del mismo	21
Lámina de agua permanente. Distancia al dique más de 2 veces la altura del mismo	18
Lámina de agua intermitente. Distancia al dique más de 2 veces la altura del mismo	15
Laguna de decantación semidrenada	6
Ausencia de laguna de decantación o completamente drenada	0
Posición del nivel freático en el dique (Fr)	Valoración del factor
En el tercer tercio del dique desde el pie o base del mismo	20
En el segundo tercio del dique desde el pie o base del mismo	16
En el primer tercio del dique desde el pie o base del mismo	12
En el pie o base del dique	8
En la fundación, a menos de 5 m de profundidad.	4
En la fundación, a 5 o más metros de profundidad	0
Sin evidencias o registros piezométricos	10

Tabla 64. Asignación de valores a los subfactores del balance hídrico (BH) relativos a la posición de la laguna de decantación y la posición del nivel freático en presas de residuos mineros.

Los parámetros climáticos van a ejercer una fuerte influencia en la estabilidad de las presas por su efecto sobre la infiltración y el secado de los lodos, así como por el riesgo asociado a crecidas o avenidas,. Las inestabilidades en las presas mineras pueden desencadenarse por eventos tormentosos o precipitaciones intensas durante horas o días, o períodos de lluvia prolongados. Rico *et al.* (2008) señalan que la mayor parte de los incidentes registrados en presas de lodos en el mundo y en Europa han estado relacionados directa o indirectamente con eventos o períodos de lluvia o nieve inusuales. Por lo general, se puede afirmar que la estabilidad a largo plazo es más propicia en presas de lodos ubicadas en regiones áridas o semiáridas respecto a las situadas en climas más húmedos, por varios motivos: las condiciones climáticas favorecen el secado de los lodos y el descenso del nivel freático, y la desecación acelera la consolidación de los lodos e incrementa la cohesión por succión, mejorando los parámetros de resistencia. Contrariamente, en climas húmedos los períodos de lluvia serán más prolongados y, por lo tanto, la precipitación o humedad acumulada será mayor. El **índice de aridez de DeMartonne (Ia)** relaciona los valores medios anuales de precipitación y temperatura; en el apartado **3.3.2.2.** se describe la forma de cálculo y su descripción. En la **Tabla 65** se evalúa la contribución del grado de aridez del clima a la posibilidad de fallo de la estructura en función de la zona climática en que se ubique, mediante la valoración de un subfactor asociado.

Por otra parte, se considera también el efecto de precipitaciones extremas o tormentosas en el desencadenamiento de deslizamientos o movimientos de flujo, desbordamiento de la laguna de decantación o socavación del pie de la presa por la crecida de los ríos, erosión hídrica, recarga de agua de la estructura, etc. Dado el carácter permanente de los depósitos, para la determinación de la probabilidad de ocurrencia de este tipo de eventos tormentosos se ha considerado un subfactor asociado a la **precipitación máxima probable en 24 horas para un período de retorno de 100 años**, lo que puede calificarse de conservador respecto a otras metodologías que abogan por períodos de retorno más cortos, generalmente 10 años (SERNAGEOMIN-BGR, 2008). La evaluación de este parámetro no está exento de cierto grado de incertidumbre debido a la falta de datos, aunque existen umbrales de intensidad y duración de la lluvia para el desencadenamiento de movimientos de ladera, no existen referencias específicas para presas mineras. En España, las zonas de susceptibilidad alta para el desencadenamiento

de movimientos del terreno tipo flujo serían aquellas que registrasen precipitaciones en 24h por encima de 200 mm, y las de susceptibilidad baja por debajo de 100 mm (Ferrer y Ayala-Carcedo, 1997). En la **Tabla 65** se muestran los intervalos definidos para este parámetro y su correspondiente valoración respecto a la posibilidad de generar inestabilidades en presas de lodos.

Valoración del factor balance de humedad de los residuos que conforman la presa (climáticos)		
$BH = L_d + Fr + Ia + P_{24} + Q_E + D_E + R_v$		
Índice de Aridez de DeMartonne (Ia)		Valoración del factor
Zonas climáticas	$Ia = P/(T+10)$	
Hiperhúmeda o per-húmeda	> 60	10
Húmeda	30 – 60	8
Sub-húmeda	20 – 30	6
Semiárida de tipo mediterráneo	10 – 20	4
Semidesierto (árida)	5 – 10	2
Desierto (Hiperárida o árida extrema)	0 – 5	0
Precipitación en 24 horas para un período de retorno de 100 años (P₂₄)		Valoración del factor
> 150 mm		10
125 a menos de 150 mm		8
100 a menos de 125 mm		6
75 a menos de 100 mm		4
50 a menos de 75 mm		2
<50 mm		0

Tabla 65. Asignación de valores a los subfactores del balance hídrico (BH) relacionados con los aspectos climáticos con probable influencia en la estabilidad de presas mineras.

En el balance de agua de las presas de cierre de valle (*cross valley*) y las situadas junto a cursos fluviales o fondo de valle (*bottom valley*), juega un papel fundamental **el caudal de escorrentía (Q_E)** procedente de la cuenca de drenaje situada aguas arriba, por lo que se la ha asociado un subfactor que se valora mediante la **Tabla 66**. La mejor forma de minimizar dichos caudales en este tipo de depósitos es mediante su localización en zonas de cabecera de cuenca; éste es un principio en el que coincide toda la literatura científica al respecto. En IGME (1986) se recomienda que la cuenca de recepción no supere en más de diez veces la superficie de la presa de lodos. Vick (1990) aconseja que ésta debe ser menor de 5 a 10 veces el área del depósito. El Ministerio de Energía y Minas de la República de Perú (MINEM) es aún más restrictivo y propone, como regla

empírica, que la relación del área de captación de las aguas de escorrentía respecto al área de la presa sea menor de 3 y, en ningún caso, mayor de 5. Tal y como se ha señalado en apartados anteriores, el desbordamiento de la laguna o la socavación del pie del dique por el incremento del flujo de agua durante una avenida, constituye una de las principales causas de rotura en presas abandonadas. Asimismo, la licuefacción es también una de las causas de fallo más comunes en presas de cierre de valle (USEPA, 1994) debido al alto volumen de agua de escorrentía que puede ingresar en las mismas. Para una estimación cualitativa de los caudales punta de escorrentía que pudieran ingresar en este tipo de depósitos se ha seguido, en líneas generales, la filosofía del Método Racional. Éste se inscribe dentro de los métodos hidrometeorológicos que, como su propio nombre indica, se basan en funciones de conversión de variables meteorológicas, principalmente precipitación, en escorrentía superficial. De acuerdo con dicho método, el caudal punta (Q_p) o volumen de agua de escorrentía entrante al sistema o cuenca será el producto de la intensidad de precipitación (I) por el área de la misma (A), pudiéndose ver reducido por un coeficiente de escorrentía (C , entre 0 y 1) que representa la proporción de agua que es retenida.

Así, en las presas de cierre de valle y en las situadas junto a cursos fluviales se propone la determinación cualitativa de los caudales de escorrentía potenciales, mediante la aplicación de un subfactor que se ha denominado **caudal punta de escorrentía que ingresa en la presa (Q_E)** deducido de la **Tabla 66**, integrando el área de la cuenca de drenaje aguas arriba y el efecto de la vegetación, a modo de coeficiente de escorrentía según el Método Racional, en función de si se supera o no un determinado umbral de precipitación en 24h para un período de retorno de 500 años, habiéndose propuesto el de 200 mm. Es necesario remarcar que los intervalos de superficie de cuenca seleccionados se basan en la revisión de información sobre la situación de presas mineras españolas. Las cuencas de drenaje, aguas arriba, de la mayoría de las presas españolas abandonadas suelen ser menores de un 1 km^2 y, por lo tanto, de muy pequeña superficie. Es evidente además que se debiera considerar la Avenida Máxima Probable (AMP). Sin embargo, dado el carácter preliminar del método que se propone parece más razonable establecer un período de retorno fijo. En este sentido, se ha seleccionado el de 500 años por ser utilizado en la *Directriz Básica de Planificación de Protección Civil ante el Riesgo de Inundaciones*, para la determinación de las zonas de inundación excepcional.

CAUDAL PUNTA DE ESCORRENTÍA (Q_p)			
Presas de cierre de valle (<i>cross valley</i>) y fondo de valle (<i>bottom valley</i>)			
(I) PRECIPITACIÓN 24h _{500 años} < 200 mm			
(C) COBERTURA VEGETACIÓN (matorral y arbórea)	(A) ÁREA CUENCA DE DRENAJE AGUAS ARRIBA		
	< 1 km ²	1–10 km ²	> 10 km ²
< 50 % del área	MEDIO	ALTO	MUY ALTO
≥ 50% del área	BAJO	MEDIO	ALTO
CAUDAL PUNTA DE ESCORRENTÍA (Q_p)			
Presas de cierre de valle (<i>cross valley</i>) y fondo de valle (<i>bottom valley</i>)			
(I) PRECIPITACIÓN 24h _{500 años} ≥ 200 mm			
(C) COBERTURA VEGETACIÓN (matorral y arbórea)	(A) ÁREA CUENCA DE DRENAJE AGUAS ARRIBA		
	< 1 km ²	1 – 10 km ²	> 10 km ²
< 50 % del área	ALTO	MUY ALTO	MUY ALTO
≥ 50% del área	MEDIO	ALTO	MUY ALTO

Tabla 66. Criterios para la estimación del caudal punta de escorrentía en presas de cierre de valle (*cross valley*) y junto a cursos de agua (*bottom valley*), localizadas en zonas con intensidades de precipitación de 24 horas (período de retorno de 500 años) de menos de 200 mm e igual y superior a dicho umbral.

En presas emplazadas en ladera se considera que el caudal de escorrentía probable será bajo, salvo que la superficie que drena a la misma sea superior a 10 veces el área del depósito y la cobertura vegetal, matorral o arbórea, sea inferior al 50% de la superficie drenante, pudiéndose asignar en estos casos un valor medio. En presas exentas el caudal de agua superficial se limita a la lluvia o nieve depositada directamente sobre la misma, por lo que se considerará en todos los casos un caudal de escorrentía nulo.

Las presas deberían cumplir unas condiciones seguras de drenaje y evacuación de las aguas de escorrentía, para lo cual deberían disponer de **sistemas de drenaje interno e infraestructuras de evacuación, retención y desvío de las aguas de escorrentía (D_E)**. La importancia de los sistemas de drenaje en presas mineras abandonadas y después restauradas, es reconocida en la literatura y en la experiencia práctica como fundamental para garantizar la estabilidad y reducir el riesgo de rotura de las mismas. Un eficiente sistema de drenaje es esencial para prevenir que el nivel freático se aproxime al dique

(ICOLD, 1996). Los sistemas de drenaje tienen como principal función el decrecimiento del nivel freático y la disipación de la presión de poros, así como la reducción de la presión hidrodinámica deformante del flujo interno en el muro de contención, y el control de la filtración y migración de partículas para evitar la erosión interna de la estructura (USEPA, 1994; Kreft-Burman *et al.*, 2005; Vanden Berge *et al.*, 2011). En este sentido, los sistemas de drenaje internos de fondo juegan un papel fundamental para garantizar la depresión de la superficie freática. En la **Figura 78** se muestran distintos sistemas de drenaje basales en función del método de construcción del dique. Es necesario recordar que, en la mayoría de las presas abandonadas, dichos sistemas de drenaje sufren un deterioro con el tiempo, de modo que van reduciendo su funcionalidad. En muchos depósitos de lodos abandonados los drenajes de fondo aparecen colapsados como consecuencia del peso de los residuos y los procesos de consolidación y asentamiento que experimentan con el paso del tiempo; en la mayoría de los casos drenes, pozos y chimeneas se encuentran destruidos o colmatados.

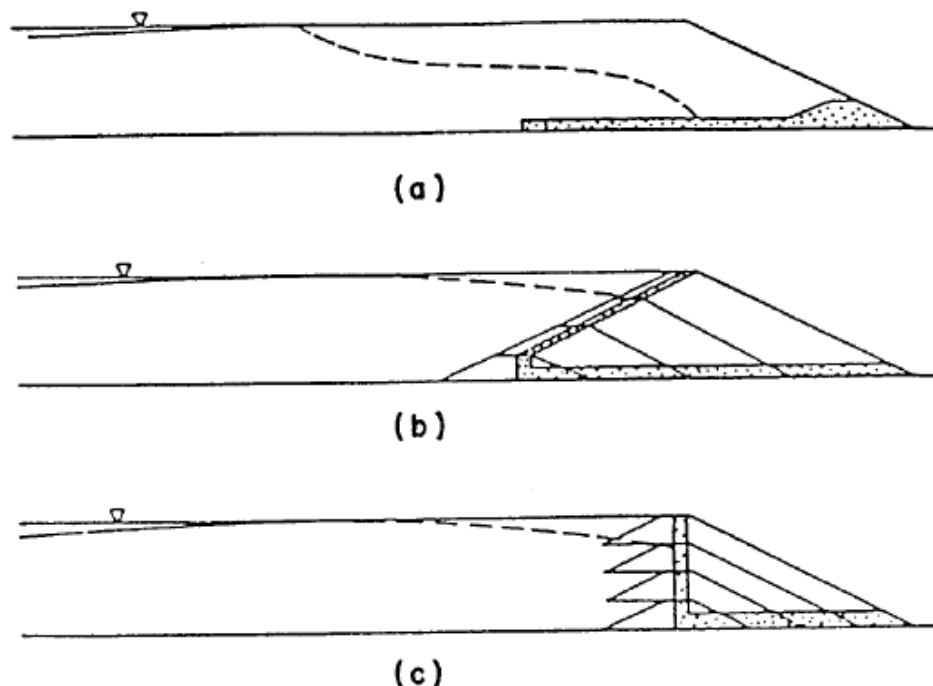


Figura 78. Drenajes de fondo en diques de aguas arriba (up stream), aguas abajo (down stream) y línea central (centerline) (IGME, 1986).

Otras estructuras hidráulicas de evacuación de las aguas acumuladas en la laguna de decantación son los aliviaderos, que tienen como principal función descargar de forma rápida las aguas procedentes de precipitaciones extraordinarias o avenidas, a fin de evitar el riesgo de desbordamiento y sobrepaso del dique, erosionándolo. Asimismo, la recepción y almacenamiento de un volumen grande de agua puede producir una elevación del nivel freático y un rápido incremento de las presiones intersticiales (SERNAGEOMIN-BGR, 2008). La existencia de un aliviadero funcional con caída de agua revestida sobre el talud del dique, o sobre el terreno natural excavado en suelo o en roca, podría ser muy importante para garantizar la estabilidad de las presas mineras abandonadas a largo plazo. En España, la mayoría de estos depósitos carecen de este tipo de estructuras hidráulicas. Los sistemas de recolección perimetral tienen como función desviar la escorrentía superficial y el drenaje natural del terreno, evitando el ingreso en el depósito de lodos, además de reintegrar las aguas a sus cauces originales sin contaminarlas (SERNAGEOMIN-BGR, 2008). En cualquier caso, la construcción con materiales de baja durabilidad o la falta de mantenimiento favorecen su deterioro y disfunción por colmatación o instalación de vegetación. El papel de los sistemas de **drenaje interno e infraestructuras hidráulicas de evacuación, retención y desvío de la escorrentía (D_E)** ha sido evaluado mediante los valores asignados en la **Tabla 67**.

Por último, otro aspecto que se ha sido tenido en cuenta en las valoraciones es la cobertura vegetal. Se ha comprobado que las presas que tienen una mayor cobertura vegetal debido a la colonización natural o a la reforestación presentan menor grado de saturación que las que están sin revegetar (Oldecop *et al*, 2011). La revegetación además de constituir un factor de protección contra la erosión hídrica contribuye a la eliminación del agua presente en los residuos, al menos, en los niveles más superficiales, favoreciendo el proceso de secado. En la **Tabla 67** se muestran los valores que han sido asignados al que se ha denominado subfactor **cubierta vegetal (R_V)**.

Valoración del factor balance de humedad de los residuos que conforman la presa (entradas/salidas de agua)	
$BH = L_d + Fr + Ia + P_{24} + Q_E + D_E + R_v$	
Caudal de escorrentía que ingresa a la presa (Q_E)	Valoración del factor
Caudal de escorrentía muy alto	10
Caudal de escorrentía alto	8
Caudal de escorrentía medio	6
Caudal de escorrentía bajo	4
Caudal de escorrentía muy bajo	2
Caudal de escorrentía nulo	0
Sistemas de drenaje interno y otras infraestructuras de evacuación , retención y desvío de las aguas de escorrentía (D_E)	Valoración del factor
Ausencia o sistemas de drenaje interno no operativos /Y/ Ausencia o presencia de aliviaderos y/o canales perimetrales no operativos	15
Ausencia o sistemas de drenaje interno no operativos /Y/ Presencia de aliviaderos y/o canales perimetrales parcialmente funcionales.	12
Ausencia o sistemas de drenaje interno no operativos /Y/ Presencia de aliviaderos y/o canales perimetrales operativos	10
Sistemas de drenaje interno parcialmente operativos /Y/ Ausencia o presencia de aliviaderos y/o canales perimetrales no operativos	8
Sistemas de drenaje interno parcialmente operativos /Y/ Presencia de aliviaderos y/o canales perimetrales parcialmente funcionales	6
Sistemas de drenaje interno parcialmente operativos /Y/ Presencia de aliviaderos y/o canales perimetrales operativos	4
Sistemas de drenaje interno operativos /Y/ Ausencia o presencia de aliviaderos y/o canales perimetrales no operativos	2
Sistemas de drenaje interno operativos /Y/ Presencia de aliviaderos y/o canales perimetrales parcialmente funcionales	1
Sistemas de drenaje interno operativos /Y/ Presencia de aliviaderos y/o canales perimetrales operativos	0
Grado de revegetación (R_v)	Valoración del factor
Sin revegetación o con superficie o vegetación de bajo porte con cobertura inferior a 25%	5
Vegetación de bajo porte y medio porte con cobertura entre 25 y 50%	4
Vegetación de bajo, medio y elevado porte con cobertura entre 25 y 50%	3
Vegetación de bajo, medio y elevado porte con cobertura entre 50 y 75%	2
Vegetación de bajo, medio y elevado porte con cobertura superior a 75%	1
Cobertura total o casi total con vegetación de variado porte dominada por arbolado	0

Tabla 67. Asignación de valores a los subfactores del balance hídrico (BH) relacionados con las entradas y salidas de agua sobre los residuos.

Recapitulando, la suma del conjunto de subfactores considerados en las **Tablas 64 a 67** proporciona el valor del factor que se ha denominado **balance de humedad de los materiales que conforman el dique** (BH), es decir:

$$\mathbf{BH} = \mathbf{L_d} + \mathbf{Fr} + \mathbf{Ia} + \mathbf{P_{24}} + \mathbf{Q_E} + \mathbf{D_E} + \mathbf{Rv}$$

Donde,

L_d = Laguna de decantación

Fr = Posición del nivel freático en el dique

Ia = Índice de Aridez de De Martonne

P₂₄ = Precipitación máxima en 24 horas para un período de retorno de 100 años

Q_E = Caudal de escorrentía que ingresa a la presa

D_E = Sistemas de drenaje interno y otras infraestructuras de evacuación , retención y desvío de las aguas de escorrentía

Rv = Grado de revegetación

El valor máximo que puede alcanzar esta expresión es 100 puntos, para aquel hipotético caso en el que todos los subfactores valorados reúnan las peores condiciones desde el punto de vista del balance hídrico teórico para la estructura que se esté evaluando. Por lo tanto, los aspectos relacionados con el balance de humedad son, en conjunto, de los que se han considerado de mayor peso de cara al cálculo de la peligrosidad ante la rotura.

4.3.2.6. Peligrosidad asociada al emplazamiento (PEM)

Existen una serie de circunstancias de naturaleza geológica o antrópica, asociadas al emplazamiento, que pueden comprometer la estabilidad de las presas mineras. Entre ellas destacan la peligrosidad sísmica, la que se deriva de movimientos del terreno y de la existencia de sobrecargas en la estructura.

En zonas de actividad sísmica, los terremotos constituyen una de las principales causas de rotura de presas mineras abandonadas. El mayor peligro para las instalaciones de lodos originado por los terremotos se deriva de la posibilidad de licuefacción sísmica, la cual puede afectar tanto a los residuos como a los suelos naturales saturados que pudieran estar situados por debajo de un depósito. La licuefacción potencial depende de diversos factores tales como: la granulometría de los residuos que conforman el dique,

la densidad relativa o el grado de compactación, la presión de confinamiento en el momento de sufrir una sollicitación dinámica, la intensidad y duración del movimiento o sacudida del terreno y el grado de saturación de los materiales. Ya se ha señalado la importancia que puede tener el mantenimiento de un nivel freático bajo. Si se consigue, se puede reducir considerablemente el potencial de licuefacción en zonas de riesgo sísmico (USEPA, 1994)

La ubicación geográfica del depósito será por lo tanto un factor determinante. Que será evaluado a través de la **peligrosidad sísmica (a_b)** La peligrosidad sísmica del territorio español se ha establecido por medio del mapa de peligrosidad sísmica, incluido en la Norma de Construcción Sismorresistente (NCSR-2002) y futuras actualizaciones. Este mapa suministra, para cada punto del territorio y expresado con relación al valor de la gravedad (g), la aceleración sísmica básica (a_b), que indica un valor característico de la aceleración horizontal de la superficie del terreno, correspondiente a un periodo de retorno de 500 años. Vick *et al.* (1993) estudió los efectos de los terremotos sobre trece presas abandonadas construidas por el método aguas arriba, tipología considerada más vulnerable ante el riesgo sísmico. Estos autores encontraron que ninguna experimentó fallas de flujo aun soportando aceleraciones sísmicas de alrededor de 0,04g. Los daños se limitaron a agrietamientos y algunas licuefacciones locales en el vaso. Estos autores relacionan este hecho a una mejora de los parámetros resistentes que acompañan al envejecimiento de una presa y que ha sido descrito por diversos autores. En zonas sísmicas donde predominan los terremotos con aceleraciones moderadas que no induzcan al fallo de la estructura, la recurrencia de los mismos pueden generar sin embargo un daño acumulativo (agrietamiento, asentamientos diferenciales, etc.) e incrementar la vulnerabilidad de los depósitos expuestos. Si se considera necesario es posible consultar la lista detallada de los valores de $a_b \geq 0,04g$, en todos los municipios del territorio nacional, que también se incluye en la citada norma. Los valores asignados a la peligrosidad sísmica del emplazamiento o sismicidad de la zona, expresada a través de la aceleración sísmica básica (a_b) para un período de retorno de 500 años, quedan recogidos en la **Tabla 68**. Asimismo, a la localización de una presa en el campo cercano (5 km) de una falla activa se le puede asignar un valor de peligrosidad sísmica muy alto. La información relativa a dichas fallas, puede obtenerse consultando la Base de Datos de Fallas Activas en el Cuaternario de la Península Ibérica (QAFI), vía Internet a través de la hoja web del IGME (<http://www.igme.es/infoigme/aplicaciones/qafi/>).

La existencia de deslizamientos en las laderas o acumulaciones de derrubios existentes en los laterales, o en la cola de una presa de lodos, pueden ser elementos desestabilizadores que puede incrementar la probabilidad de rotura. Igualmente, en ocasiones es posible observar la existencia de diferentes tipos de materiales depositados sobre los lodos de una presa minera: residuos mineros vertidos con posterioridad, otros tipos de residuos, instalaciones, etc., que pueden provocar una sobrecarga y favorecer también el fallo de la estructura. En la **Figura 79** se muestra un ejemplo de esta situación. La existencia de este tipo de circunstancias es evaluada a través de los factores **movimientos del terreno (Des)** y **sobrecargas sobre el depósito (Car)**, los cuales se valoran en la **Tabla 68**.

Valoración del factor peligrosidad asociada al emplazamiento (PEM)	
PEM= valor del factor más desfavorable (peligrosidad sísmica/o debido a movimientos del terreno o sobrecargas antrópicas)	
Criterios de valoración	Valoración del factor
Peligrosidad sísmica del emplazamiento (a_b, en función de la aceleración sísmica básica)	
Mayor de 0,16	20
Entre 0,16 y 0,12	16
Entre 0,12 y 0,08	12
Entre 0,04 y 0,08	8
< 0,04	0
Deslizamientos vertientes al vaso de la presa que puedan comprometer la estabilidad (Des)	
SI	20
NO	0
Sobrecargas antrópicas sobre la presa de lodos (Car), en función del % de superficie ocupada por volúmenes apreciables de residuos, instalaciones, etc.	
75% - 100%	20
50% - 75%	16
25% - 50%	12
10% - 25%	8
< 10%	4
Sin sobrecargas	0

Tabla 68. Evaluación de los factores que definen la peligrosidad asociada al emplazamiento de una presa de residuos mineros.



Figura 79. Escombrera sobre una presa en el Gorguel (Sierra Minera de Cartagena-La Unión).

El valor del factor **peligrosidad asociada al emplazamiento (PEM)** se obtiene asignando el valor más alto obtenido entre los peligros considerados: sísmico, movimientos del terreno (deslizamientos vertientes al vaso de la presa) o existencia de sobrecargas que puedan comprometer la estabilidad del depósito. Por lo tanto, el máximo valor posible es 20.

4.3.2.7. Cálculo del índice de probabilidad del fallo o rotura del dique de contención o talud exterior de presas de lodos $I_p(\text{FPRE})$

Como ya se comentó, los valores asignados a todos los factores que se han ido describiendo en los anteriores apartados, y expuestos en las **Tablas 60 a 68**, para cada una de las estructuras evaluadas, se suman hasta obtener el valor de lo que se ha denominado **peligrosidad (P_{PRE})**, entendida como susceptibilidad ante la posible rotura del talud y/o dique. La suma máxima teórica puede alcanzar el valor de 400 puntos. Los intervalos de probabilidad se muestran en la **Tabla 69**.

Puntuación P_{PRE}	
>300	Muy Alta
225-300	Alta
150-225	Media
75-150	Baja
<75	Muy baja

Tabla 69. Valores del factor de peligrosidad ante la rotura de (P_{PRE})

Además, se propone transformar el valor obtenido de la peligrosidad a un **índice de probabilidad de ocurrencia del fallo de la estructura ($I_p(\text{FPRE})$)** haciendo uso de la gráfica que se muestra en la **Figura 80**. El valor obtenido de aplicar dicha transformación da resultados comprendidos entre 0 y 5. De este modo se mantiene dentro de la escala propuesta para los índices de probabilidad fijados en el apartado **2.3**, para todos y cada uno de los escenarios de riesgo evaluados.

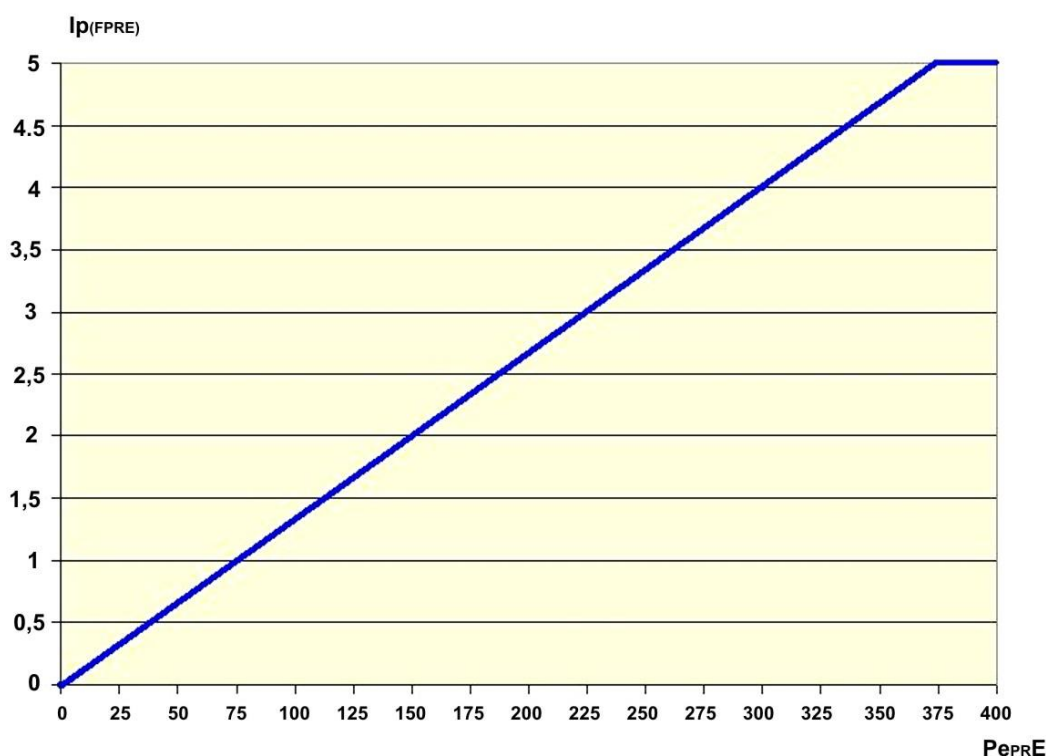


Figura 80. Índice de probabilidad de ocurrencia ($I_p(\text{FPRE})$) en función de la peligrosidad (P_{ePRE}).

La asignación que se obtiene de la figura es la misma que utilizar la expresión $I_{pPRE} = P_{ePRE} \times 1/75$, cuando P_{ePRE} varía entre 0 y 375, y $I_{pESC} = 5$, cuando $P_{eESC} > 375$.

4.3.3. Índice de severidad del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos mineros: $I_s(\text{PRE})$

El comportamiento de los lodos, una vez ocurrida la rotura, es sumamente variable. En general, es posible afirmar que las roturas que han resultado más destructivas han sido: aquellas en las que el escape dio lugar al vertido de grandes volúmenes de lodos, los casos en los que recorrieron grandes distancias, y los que ocurrieron con velocidades de

avance de la avalancha elevadas. Todas estas condiciones se han dado cuando ha ocurrido la licuefacción de los residuos. Estos fenómenos se han producido en sitios con baja pendiente del terreno (i), por lo que la pendiente no parece ser un factor determinante en el desarrollo del flujo. La experiencia muestra que estos deslizamientos continúan hasta que alcanzan terreno plano o un cuerpo de agua estabilizado. Por otra parte los datos conocidos sobre el ángulo de reposo (β) del material licuado, una vez que ha detenido su movimiento, muestran que en todos los casos este ángulo era extremadamente bajo, signo de que la resistencia al corte de las lodos era realmente ínfima.

Sin embargo, en SERNAGEOMIN-BGR (2008) se afirma que los flujos de lodos más destructivos son aquéllos que viajan con muy poco aviso a lo largo de cañones muy inclinados y estrechos. De este modo, los lugares de mayor pendiente o desnivel tendrán como consecuencia velocidades de arrastre mayores, por lo que la distancia alcanzada, la capacidad de arrastre y, por tanto, el potencial destructivo de los materiales liberados será teóricamente mayor en tales casos. Sin embargo, aún cuando el encajamiento ha de influir en el recorrido de los lodos una vez roto un dique, el análisis empírico de las distancias recorridas por diferentes coladas de lodos después de la rotura relaciona éste sólo con las dimensiones de la presa. La severidad de las consecuencias que se derivan de la rotura de una presa de lodos mineros está, según esto, condicionada por el alcance o recorrido de la masa de lodo y agua sobre el terreno situado aguas abajo de la estructura de contención, puesto que la energía que los conduce será netamente gravitacional. En general la ruta que seguirán los relaves liberados está determinada por la red de drenaje del lugar. Estimar la dirección en que viajarán los lodos será fundamental para estimar los posibles elementos en riesgo (SERNAGEOMIN-BGR, 2008).

Rico *et al.* (2008) han desarrollado otra formulación para estimar el alcance de un flujo de residuos mineros. En el citado trabajo se pone de manifiesto que, al contrario de lo que ocurre con presas de embalse de agua, el volumen liberado de material alcanza sólo a una porción del total almacenado. Dichos autores proponen la siguiente fórmula empírica:

$$D_{\max} = 1,61 \times (HV_F)^{0,66}$$

Donde:

- D_{\max} es la distancia máxima recorrida por el flujo de lodos en km
- H es la altura de la presa (en metros), independientemente de si hay resguardo (que suele ser pequeño)
- V_F es el volumen vertido que a su vez puede ser estimado por la expresión:
$$V_F = 0,354 \times (V_T^{1,01})$$
 la cantidad en millones de metros cúbicos de material vertido

Conviene advertir que los propios autores de la formulación propuesta establecen las precauciones oportunas sobre su significado y utilidad. En este sentido, y considerando que lo que se pretende no es una evaluación cuantitativa y exhaustiva del riesgo asociado a una presa, sino la evaluación preliminar y cualitativa de numerosas presas, se puede considerar una aproximación perfectamente válida para establecer una primera calificación de los niveles de riesgo. Para la evaluación de la severidad de los posibles efectos sobre personas y el medio habrá que analizar la posible presencia de elementos expuestos a la riada de lodo. En este sentido puede ser útil analizar el recorrido y el área que intuitivamente es más probable que pueda verse afectada sobre mapas de suficiente detalle.

4.3.3.1. Índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos Is(FPREPO)

La consecuencia más grave del fallo de una presa de lodos es la pérdida de vidas humanas, por lo tanto, el factor de riesgo más importante será el de la población expuesta (P_{EX}) hasta una distancia máxima de recorrido del material deslizado (D_{\max}). Respecto a la delimitación de la posible zona de afección sobre una base cartográfica de detalle, conocido un determinado alcance (D_{\max}), puede hacerse proyectando el contacto de la base del depósito de residuos con el terreno natural hasta alcanzar dicha distancia, siguiendo las líneas de máxima pendiente y teniendo en consideración el confinamiento lateral que la propia topografía puede producir. Esa zona de afección determina los elementos en riesgo o receptores expuestos, los cuales pueden ser tan diversos como la

flora y fauna silvestre presente, cultivos y ganado, infraestructuras, superficies que sustentan diversas actividades económicas y, por supuesto, áreas habitadas u ocupadas por la población humana. Dado que la base de cálculo de la distancia o alcance es empírica, convendrá un cierto grado de conservadurismo. La zona en riesgo delimitada servirá de referencia para el cálculo de los respectivos índices de severidad de los efectos sobre las personas y población, el medio natural y socioeconómico derivados del fallo de este tipo de estructura.

La severidad de los daños sobre la población expuesta (P_{EX}) con riesgo potencial de afección por la hipotética rotura del talud de una presa de lodos dependerá de: la densidad de población o contingente humano expuesto y de su vulnerabilidad que serán función de los patrones de actividad y uso del suelo, incluyendo aspectos relativos a la protección ejercida por las características de construcción inherente al mismo (p.e. un área residencial edificada o un camping). Al igual que en el caso de los escenarios de riesgo por contaminación se propone una serie de criterios de carácter puramente orientativos para el evaluador. A la hora de diseñar los criterios de evaluación de este factor, se han tenido en consideración algunas de las propuestas utilizadas en la “Guía Técnica relativa a la Clasificación de Presas en función del Riesgo Potencial” (Ministerio de Medio Ambiente, 1996):

- *Núcleo urbano de población*, entendiéndose como tal y de acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística (INE), el conjunto de al menos diez edificaciones, que estén formando calles, plazas y otras vías urbanas. Por excepción, el número de edificaciones podrá ser inferior a diez, siempre que la población de derecho que habita las mismas supere los 50 habitantes. Se incluyen en el núcleo aquellas edificaciones que, estando aisladas, distan menos de 200 m de los límites exteriores del mencionado conjunto, si bien en la determinación de dicha distancia han de excluirse los terrenos ocupados por instalaciones industriales o comerciales, parques, jardines, zonas deportivas, cementerios, aparcamientos y otros, así como los canales o ríos que puedan ser cruzados por puentes. En dicha guía técnica se considera una afección grave a un núcleo urbano cuando puedan verse afectadas más de cinco viviendas habitadas.
- *Número reducido de viviendas o viviendas aisladas*. Se considerará número reducido de viviendas el comprendido entre uno y cinco viviendas habitadas.

- *Pérdida incidental de vidas humanas*, hace referencia a una presencia ocasional y no previsible de población.

En la presente metodología el núcleo urbano de población, desde el punto de vista de la afección a la vida de las personas, es tratado como un elemento muy vulnerable siendo considerado uno de los peores escenarios. Se aplica un criterio conservador al considerarse la población total del núcleo, siempre y cuando existan viviendas incluidas en la zona que pudiera verse afectada por los residuos movilizados, aunque dicha zona de afección incluya de forma marginal una pequeña superficie del núcleo urbano. La pérdida de vidas humanas es sin lugar a dudas inaceptable, no obstante, y dada la necesidad de establecer una priorización entre escenarios de riesgo, cabe la posibilidad de realizar una valoración de los núcleos de población en función de su tamaño o número de habitantes, siendo el valor mínimo 3,5 (vulnerabilidad alta) para núcleos de 50 habitantes y 5 para los de carácter urbano de más de 10000 habitantes (vulnerabilidad muy alta), estableciéndose diferentes valoraciones según distintos intervalos de población (**Tabla 70**). Para la determinación de la población de derecho o número de habitantes de cada núcleo se puede recurrir a una fuente estadística como el Nomenclator (INE), pudiéndose consultar vía Internet a través de la dirección www.ine.es/nomen2/index.do.

Al igual que en la guía técnica antes mencionada, se considerarán viviendas aisladas a la existencia de una o varias edificaciones destinadas a uso residencial, y que no superen conjuntamente un máximo de cinco viviendas. En España, según el Censo de Población y Viviendas de 2011 del Instituto Nacional de Estadística, el tamaño medio de una familia es de 2,58 miembros, tal y como se ha señalado en apartados anteriores. La valoración asignada a los núcleos urbanos y viviendas aisladas queda reflejada en la en la **Tabla 70**.

Valoración de la vulnerabilidad de los núcleos de población y viviendas aisladas ante el fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de una presa de lodos	
Criterio de valoración	P _{EX}
Núcleos urbanos: Población de > 10000 habitantes.	5
Núcleos urbanos: Población entre 5001 y 10000 habitantes.	4,75
Núcleos urbanos: Población entre 2001 y 5000 habitantes.	4,5
Núcleos urbanos: Población entre 1001 y 2000 habitantes.	4,25
Núcleos urbanos: Población entre 501 y 1000 habitantes.	4
Núcleos urbanos: Población entre 101 y 500 habitantes.	3,75
Núcleos urbanos: Población entre 50 y 100 habitantes.	3,5
Núcleos de Población < 50 habitantes o viviendas aisladas.	3

Tabla 70. Criterios de valoración del factor población expuesta (P_{EX}) en núcleos de población y viviendas aisladas ante el fallo del dique de contención o rotura del talud exterior de una presa de lodos.

Cuando no exista ningún núcleo de población, el valor de la **población expuesta (P_{EX})** se asignará en función de la vulnerabilidad del tipo de ocupación del suelo, fundamentalmente. En la **Tabla 71** se muestra una relación de usos en función de su vulnerabilidad; se trata de una lista abierta a la incorporación de nuevos criterios o a la adaptación de los ya expuestos a la casuística propia de la zona, por parte del evaluador. Usos expuestos que pueden considerarse altamente vulnerables ante la rotura o fallo de la estructura de contención de los residuos mineros son: las grandes superficies comerciales, polígonos industriales, colegios, hospitales, centros deportivos y otros usos que supongan la afluencia de población y un tiempo de exposición relativamente alto, y muy especialmente aquellos cuyas características intrínsecas y/o constructivas les haga especialmente vulnerables por ofrecer una escasa protección, tal es el caso de las áreas residenciales de carácter marginal (poblados de infraviviendas) o campings localizados en zona de riesgo.

Respecto a la valoración de las infraestructuras viarias que pudieran verse afectadas desde el punto de vista de la evaluación del daño a las personas se recomienda, siempre que sea posible, utilizar como criterio la intensidad media diaria (IMD) de tráfico medida en vehículos/día consultando para ello mapas de intensidades de tráfico realizados por las CCAA o el Ministerio de Fomento. En caso de carecer de dicha información, puede constituir criterio la clasificación de la red viaria en función de su

titularidad, así las vías de comunicación que integren la Red de Interés General del Estado (RIGE) dependiente de la Administración Central se presupone tendrá una mayor intensidad de tráfico, ya que está formada por las carreteras que enlazan comunidades autónomas y conectan los principales núcleos de población del Estado, formando parte a su vez de los principales itinerarios internacionales; le seguiría en importancia, la Red de Carreteras Autonómicas pudiéndose distinguir en la misma una jerarquización (carreteras secundarias de primer orden, de segundo orden, etc.) que se interpreta también como un mayor o menor tránsito de vehículos; y por último, la Red Provincial de Carreteras dependientes de las Diputaciones Provinciales. Las vías de alta capacidad (autovías y autopistas), estatales y autonómicas, se da por hecho que soportan altas intensidades de tráfico. Otras vías de comunicación como el ferrocarril se valorará en función de si prima el transporte de pasajeros o mercancías, y de la frecuencia de tránsito.

Los usos agrarios (agrícolas y agropecuarios) y recreativos, de tipo extensivo, es decir, de baja exposición al riesgo desde el punto de vista temporal y/o demográfico, son los que representan una vulnerabilidad baja. Las zonas de escasa afluencia de población se considerarán de muy baja vulnerabilidad, donde las pérdidas humanas son incidentales y poco previsibles.

Valoración de la vulnerabilidad de la población expuesta en zona de riesgo derivado del fallo o rotura del dique de cotención o el talud exterior de una presa de lodos	
Criterio de valoración	P_{EX}
Usos Muy Altamente Vulnerables: áreas residenciales marginales; campings.	5
Usos Altamente Vulnerables: grandes superficies comerciales y recreativas, colegios, hospitales, zonas industriales, vías de alta capacidad y de elevada intensidad de tráfico, ferrocarril de pasajeros de alta frecuencia (cercañas, etc.) etc.	4
Usos Vulnerables: parques, uso recreativo/deportivo intensivo (en afluencia), zonas de atracción poblacional (romerías, etc.), vías de intensidad moderada de tráfico; ferrocarril de pasajeros frecuencia moderada (largo recorrido, etc.); etc.	3
Usos Poco Vulnerables: actividades agrícolas y agropecuarias extensivas, recreativo/deportivo extensivo, vías de baja intensidad de tráfico, ferrocarril mercancías o pasajeros de frecuencia baja, etc.	2
Usos Muy Poco Vulnerables: Zonas poco transitadas por la población	1

Tabla 71. Criterios de valoración del factor población expuesta (P_{EX}) en función de la vulnerabilidad de los usos expuestos en la zona de riesgo por fallo o rotura del dique de cotención o el talud exterior de una presa de lodos.

El evaluador realizará una lista no exhaustiva de los elementos más significativos expuestos, asignando al factor P_{EX} el valor en función del tamaño del núcleo de población que pudiera verse afectado o del elemento más vulnerable expuesto, siempre con un criterio claramente conservador. En el caso de que pudiera afectar a varios núcleos de población se sumarían sus habitantes, y se asignaría el valor de un núcleo urbano cuyo tamaño sería el correspondiente al contingente de población total expuesto, de acuerdo con lo establecido en la **Tabla 71**. El valor último del factor P_{EX} será el del peor escenario considerado, quiere decirse que de los elementos expuestos (núcleos u otros usos del suelo) se tomará el de más alto valor de exposición de población.

Finalmente, el índice de severidad de los efectos sobre las personas y la población derivados del fallo o rotura del talud de presas de lodos (**Is(FPREPO)**) se asignará en función: del valor del factor población expuesta (P_{EX}) en el peor de los escenarios, en la zona delimitada como de riesgo, de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$Is(FPREPO) = P_{EX}$$

4.3.3.2. Índice de severidad de los efectos sobre el medio natural derivados del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos Is(FPRENA)

La rotura de la estructura de contención de los residuos mineros y la movilización de un determinado volumen de material aguas abajo, siguiendo la línea de máxima pendiente, tendrá como resultado la destrucción física o un impacto severo sobre los ecosistemas expuestos por contaminación dependiendo de la toxicidad de los residuos. La severidad de los daños será función de los valores de conservación de los ecosistemas afectados y de su vulnerabilidad. Los efectos más graves desde el punto de vista medioambiental se producirán cuando existan áreas sensibles expuestas en la zona considerada de probable afección o que pudiera ser alcanzada por el material movilizado. Las áreas sensibles o más vulnerables están representadas por los espacios naturales protegidos (ENP), los espacios protegidos de la Red Natura 2000, esto es, Lugares de Importancia Comunitaria (LICs), Zonas Especiales de Conservación (ZECs) y Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs), los hábitats incluidos en el Catálogo Español de Hábitats en Peligro de Desaparición, así como áreas protegidas por instrumentos

internacionales (Humedales de Importancia Internacional de acuerdo con el Convenio RAMSAR; sitios naturales de la lista de Patrimonio Mundial y Reservas de la Biosfera declarados por la UNESCO; Reservas Biogenéticas del Consejo de Europa; áreas protegidas del Convenio para la protección del medio marino del Atlántico del Nordeste (OSPAR); Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM); etc.). Se incluyen también como áreas sensibles, las Áreas Importantes para las Aves de España (IBAS) y los humedales incluidos en el Inventario Español de Zonas Húmedas (IEZH), así como otros espacios que los órganos competentes en materia de medio ambiente consideren de especial relevancia para la protección y conservación de la biodiversidad y el patrimonio natural. En la **Tabla 72** se expone a título orientativo criterios de valoración de la **vulnerabilidad ecológica (V_E)**.

Valoración de la vulnerabilidad ecológica de ecosistemas y elementos naturales expuestos en zona de riesgo derivado del fallo o rotura del dique de cotención o el talud exterior de una presa de lodos	
Criterio de valoración	V _E
Áreas sensibles objeto de protección ambiental	5
Tramos de río declaradas y/o valorados como Zonas de Interés Piscícola Salmonícolas y Cipricolas; masas de agua superficiales con estado ecológico muy bueno o bueno. Arbolado forestal bien conservado (frondosas, perennifolias, caducifolias, coníferas).	4
Matorrales, dehesas, cultivos leñosos (olivar, frutales, viñedo, etc.), masas de agua superficial con estado ecológico moderado.	3
Prados y pastizales; Cultivos herbáceos, cursos fluviales y láminas de agua con ecosistemas fluviales degradados y estado ecológico deficiente.	2
Espacios urbanos y ecosistemas muy degradados por la acción antrópica.	1

Tabla 72. Criterios de valoración de la vulnerabilidad de los ecosistemas expuestos en la zona de riesgo por fallo o rotura del dique de cotención o el talud exterior de una presa de lodos.

Por último, el índice de severidad de los daños sobre el medio natural derivados del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de una presa de lodos (**Is(FPRENA)**) será función del ecosistema o elemento natural más vulnerable expuesto (**V_E**) en la zona delimitada como de riesgo (apartado **4.3.3.1**), de acuerdo con la siguiente igualdad simple:

$$Is(FPRENA) = V_E$$

4.3.3.3. Índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados del fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos Is(FPRESE)

La severidad de las consecuencias va a estar en función de la destrucción, o daño irreversible, que pudiera causar el deslizamiento del material almacenado por rotura de la presa de lodos sobre el patrimonio cultural, especialmente el calificado como Bien de Interés Cultural (BIC) o cualquier otra figura de protección, sobre las actividades económicas prioritarias en la zona de estudio, y sobre servicios (hospitales, etc.) e infraestructuras esenciales (abastecimiento de agua, energía, comunicación viaria, etc.). En la **Tabla 73** se exponen criterios generales de valoración de la vulnerabilidad de los elementos del medio socio-económico (V_{SE}) de los elementos expuestos, en función de su valor patrimonial y carácter prioritario desde el punto de vista social y económico. Lógicamente dichos criterios tienen un carácter generalista, por lo que dependiendo de las características específicas del medio socioeconómico afectado se podrán incluir nuevos criterios, o inclusive alterar el orden y valor de los ya expuestos por parte del evaluador.

Valoración de la vulnerabilidad económica del medio socioeconómico expuesto en zona de riesgo derivado del fallo del dique de contención o rotura del talud exterior de una presa de lodos	
Criterio de valoración	V_{SE}
Patrimonio cultural protegido (BIC, etc.)	5
Actividad económica prioritaria en la zona de estudio. Servicios esenciales (hospitales, etc.) Infraestructuras vitales (abastecimiento agua y energía). Vías de comunicación: carretera o ferrocarril de interconexión externa (vías de alta capacidad, RIGE, AVE, etc.)	4
Otras actividades económicas secundarias. Vías de comunicación red secundaria e infraestructuras no vitales y servicios no esenciales.	3
Afección a servicios, infraestructuras y actividades económicas de escasa importancia	2
Afección a elementos sin ningún valor cultural, productivo o de escaso aprovechamiento	1

Tabla 73. Criterios de valoración de la vulnerabilidad del patrimonio cultural, sistema productivo, infraestructuras y servicios esenciales en la zona de riesgo por fallo del dique de contención o rotura del talud exterior de una presa de lodos.

El índice de severidad de los efectos sobre el medio socioeconómico derivados del fallo o rotura del talud de presas de lodos (**Is(FPRESE)**) será función: del patrimonio cultural, actividad económica, infraestructura o servicio esencial más vulnerable expuesto (**V_{SE}**) en la zona delimitada como de riesgo (apartado **4.3.3.1**), de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\mathbf{Is(FPRESE) = V_{SE}}$$

REFERENCIAS

- Abraham, G.M.S. 2005. Holocene sediments of Tamaki Estuary: Characterisation and impact of recent human activity on an urban estuary in Auckland, New Zealand. Dissertation, University of Auckland.
- Actis, R.A. 2000. Diques de colas mineras. Cálculo, diseño, construcción y operación. Fundación EMPREMIN. 118 p.
<http://www.empremin.org.ar/pdf/diquesdecilas.pdf>
- Al, T.A., Martin, C.J. and Blowes, D.W. 2000. Carbonate-mineral- water interactions in sulphide-rich mine tailings. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 6(23): 393-39.
- Aller, L., Bennet, T., Lehr, J.H., Petty, R.J. and Hackett, G. 1987. DRASTIC a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic setting. U.S. Environmental Protection Agency, Ada, OK. EPA Report 600/2-87-035; 1-455.
- Alloway, B.J. 1995. Heavy Metals in Soils, second. ed. Blackie Academic and Professional. London, UK.
- Alonso, E. y Gens, A. 2001. Rotura en arcillas sobreconsolidadas. V Simposio Nacional sobre Taludes y Laderas Inestables. Madrid, 27-30 Noviembre de 2001, vol. III, 1169-1227.
- Almorox, J. De Antonio, R. Saa, A., Díaz, M.C. y Gascó, J.M. 1994. Métodos de estimación de la erosión hídrica. Ed. Agrícola Española. 152 p.
- Alpers, C.N., Nordstrom, D.K., 1991. Evolution of extremely acid mine waters at Iron Mountain, California –Are there any lower limits to pH? In: Proceedings, 2nd International Conference on the abatement of acidic drainage, MEND (Mine Environment Neutral Drainage), Ottawa, Canada, vol. 2: 321-342.
- ANCOLD, 2011. *Guidelines on tailings dams. Planning, design, construction, operation and closure*. 60 p.
- Arocena, J.M., Young, J.P. and Baker, D. 1996. Dust control option for Williston reservoir: preliminary recommendation. Proceedings of the 20th Annual British Columbia Mine Reclamation Symposium in Kamloops, BC. The Technical and Research Committee on Reclamation. pp 100-113.
- Arranz González, J.C., Almorox Alonso, J. y De Antonio García, R. 1993. Análisis crítico de modelos de predicción de la erosión hídrica en minería y obra civil. *Boletín Geológico y Minero*, 104-4: 422-430.
- Arranz González, J.C., Martínez Plédel, B. y Diéguez de la Barrera, R. 1994. *Criterios de restauración ambiental de los terrenos afectados por la explotación de pizarra en la comarca de la cabrera (León)*. En: Libro de Ponencias del IX Congreso Internacional de Minería y Metalurgia. Organizado por la Asociación Nacional de Ingenieros de Minas. Mayo de 1994 (León, España).
- Arranz González, J.C., Cala Rivero, V., and Iribarren Campaña, I. 2012. Geochemistry and mineralogy of surface pyritic tailings impoundments at two mining sites of the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Environmental Earth Sciences*, 65:669-680
- Aslibekian, O. and Moles, R. 2003. Environmental Risk Assessment of Metals Contaminated Soils at Silvermines Abandoned Mine Site, CO Tipperary, Ireland. *Environmental Geochemistry and Health*, 25: 247-266.
- Auge, M. 1995. Primer Curso de Posgrado de Hidrogeología Ambiental. UBA: 1-65. Buenos Aires.
- Avni, Y. 2004. Gully incision inducing ongoing desertification in the arid regions of the Middle East, examples from the Negev highlands, southern Israel. In: Y. Li, J. Poesen and C. Valentin (Eds.). *Gully Erosion Under Global Change*. Sichuan Science and Technology Press, Chengdu, China, pp. 143-172.

- Bagnold, R.A. 1941. *The physics of wind blown and desert dunes*. Methuen & Co Ltd, London. 242 p.
- Bain, J.G., Blowes, D.W., Robertson, W.D. and Frind, E.O. 2000. Modelling of sulphide oxidation with reactive transport at a mine drainage site. *Journal of Contaminant Hydrology*, 41: 23-47.
- Banks, D., Younger, P.L., Arnesen, R.T., Iversen, E.R. y Banks, S.B. 1997. Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly. *Environmental Geology*, 32 (3), 157-174.
- Barton, P., 1978. The acid mine drainage. In: Nriagu, J.O. (Ed.), *Sulfur in the Environment, Part II. Ecological Impacts*. John Wiley and Sons, New York, pp. 313-358.
- Barwick, M. and Maher, W. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Marine Environmental Research*, 56: 471-502.
- BCMWRPRC (British Columbia Mine Waste Rock Pile Research Committee). 1991. Mined Rock and Overburden Piles Investigation and Design Manual Interim Guidelines.
- Ben-Salem, B. 1991. Prevention and control of wind erosion in arid regions. *Unasylva* (42) 164: 33-39.
- Bergin, M.H., Cass, G.R. Xu, J., Fang, C., Zeng, L.M., Yu, T., Salmon, L.G., Kiang, C.S., Tang, X.Y., Zhang, Y.H., Chameides, W.L. 2001. Aerosol radioactive, physical and chemical properties in Beijing during June 1999. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 106(D16): 17969-17980.
- BER POLICY.2010. Guidelines for Ranking Contaminated Sites. Revised 2010. Kansas (USA). (http://www.kdheks.gov/ber/policies/BER_RS_001.pdf).
- Besser, J.M., Brumbaugh, W.G., Church, S.E., Kimball, B.A. 1997. *Assessment of metal bioavailability to stream biota in a montane watershed affected by historic mining activity*. Poster presented at the Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) annual meeting, Nov. 1997, San Francisco, CA.
- BGR-LÄNDER. 1993. Concept for the determination of the protective effectiveness of the cover above the groundwater against pollution.
- Bigham, J.M., Schwertmann, U. and Carlson, L. 1992. Mineralogy of precipitates formed by the biogeochemical oxidation of Fe(II) in mine drainage. *Catena Supplement*, 21: 219-232.
- Bigham, J.M., Schwertmann, U., Traina, S.J., Winland and Wolf, M. 1996. Schwertmannite and the chemical modelling of iron in acid sulphate waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60 (12): 2111-2121.
- Bishop, A.W., Hutchinson, J.N., Penman, A.D.M., and Evans, H.E. 1969. Geotechnical investigation into the causes and circumstances of the disaster of 21 October 1966. In: A selection of technical reports submitted to the Aberfan Tribunal (Item 1). HMSO, London, Welsh Office, The Stationary Office Ltd., Norwich, U.K. 80 p.
- Blight, G.E. 1989. Erosion losses from the surfaces of gold-tailings dams. *Journal of the South African Institute of Mining and Metallurgy*, 89: 23-29.
- Blight, G. E. 1994. The master profile for hydraulic fill tailing beaches. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Geotechnical Engineering*, vol. 107(1), January 1994, pp. 27-40.
- Blight, G.E. 2007. Wind erosion of tailings dams and mitigation of the dust nuisance. *The Journal of The Southern African Institute of Mining and Metallurgy*. vol. 107: 99-107.

- Blight G.E. 2008. Wind erosion of waste impoundments in arid climates and mitigation of dust pollution. *Waste Management Research*, 26:523–533.
- Blight, G.E. and Amponsah-da Costa, F. 2004. Towards the 1000 year erosion free tailings dam slope-A study in South Africa. In: Baker, D.H., Watson, A.J., Sombatpanit, S., Northcutt, B. and Maglinao, A.R. (Eds.). *Ground and Water Bioengineering for Erosion Control and Slope Stabilization*. Science Publishers, pp. 365-377.
- Blowes, D.W. and Jambor, J.L. 1990. The pore water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulphide mine tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada. *Applied Geochemistry*, 5: 327-346.
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jurjovec, J. 2003. Mill tailings hydrogeology and geochemistry. In: Jambor, J.L., Blowes, D.W. and Ritchie, A.I.M. (Eds.), *Environmental Aspects of Mine Wastes*. Mineralogical Association of Canada Short Course Series, vol. 31, pp. 95-116.
- Blowes D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L. and Weisener, C.G. 2005. The Geochemistry of Acid Mine Drainage. En: Sherwood Lollar, B. (ed.) *Treatise on Geochemistry, vol. 9: Environmental Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 149-204.
- Bocco, G. 1991. Gully erosion: processes and models. *Progress in Physical Geography*, 15(4): 392-406.
- Boussen, S., Sebei, A., Soubrand-Colin, M., Bril, H., Chaabani, F., and Abdeljaouad, S. 2010. Mobilization of lead-zinc rich particles from mine tailings in northern Tunisia by Aeolian and run-off processes. *Bulletin Société Géologique de France*, 181(5): 459-471.
- Bowles, K.C., Apte, S.C., Maher, W.A., Kawei, M., Smith, R. 2001. Bioaccumulation and biomagnification of mercury in Lake Murray, Papua New Guinea. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Science*, 58: 88-897.
- Box, J.E. and Meyer. L.D. 1984. Adjustment of the Universal Soil Loss Equation for Cropland Soils Containing Coarse Fragments. In: J. D. Nichols, P. L. Brown, W. J. Grant (Eds.) *Erosion and Productivity of Soils Containing Rock Fragments*. SSSA Special Publication number 13. Madison, WI. pp. 83-90.
- Bradshaw, A.D. and Chadwick, M.J. 1988. *Restauració de Terres: Ecologia i recuperació de terres malmeses i degradades*. Diputació de Barcelona, Servei de Medi Ambient. Versión en catalán de BRADSHAW, A. D. AND M. J. CHADWICK. 1980. *The Restoration of Land. The ecology and reclamation of derelict and degraded land*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- BRISTOL. 2006. *Risk ranking and reduction process. Moonlight Wells Protection Area*. BEESC Project No. 26094. Bristol Environmental & Engineering Services Corporation for City of Nome (Alaska).
- Brown, D.J.A. and K. Sadler, 1989. Fish survival in acid waters. In: Acid Toxicity and Aquatic Animals. Society for Experimental Biology Seminar Series: 34, (Morris, R. et al., Eds.), Cambridge University Press, pp. 31-44.
- Brunekreef, B., & Forsberg, B. 2005. Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particle on health. *European Respiratory Journal*, 26: 309-318.
- BSI (British Standards Institute). 1987. BS 6069. *Part 2. Glossary of terms*.
- Bureau of Reclamation – Pacific Northwest Regional Office. 2009. Risk assessment of the inhalation of particulate matter from lake bed sediments in the Upper Columbia River/Lake Roosevelt.
- Campbell, D.B. and Shaw, W.H. 1978. *Performance of a waste rock dump on moderate to steeply sloping foundations*. Proc. 1st International Symposium on Stability in Coal Mining, Vancouver, British Columbia, Miller Freeman Pub.

- CANMET (Canadian Centre for Mineral and Energy Technology). 1977. Pit slope manual. Chapter 9: waste embankments. CANMET Report 77-01. January. 137 p.
- Caruccio, F.T. 1975. Estimating the Acid Potential of Coal Mine Refuse. In: Chadwick, M.J., & Goodman, G.T., (Eds.), The Ecology of Resource Degradation and Renewal. *Proceedings of the 15th Symposium of the British Ecological Society*, 10-12 July 1973. Blackwell Scientific, Oxford, pp. 197 - 205.
- Carrithers, R.B., Bulow, F.J. 1973. An ecological survey of the west fork of the Obey River, Tennessee with emphasis on the effects of acid mine drainage. *Journal of the Tennessee Academy of Science*, 48: 65-72.
- CCMA (Corangamite Catchment Management Authority). 2005. *Erosion Risk Management. Background Report for the Corangamite Soil Health Strategy*. Report No 263/02. 92 p.
- CCME, 2008. *National Classification System for Contaminated Sites. Guidance Document*. PN-1403. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. 15 p.
- Chandler, R.J. and Tosatti, G. 1995. The Stava tailings dams failure, Italy, July, 1985. *Proc. Instn. Civ. Engng*, vol. 113: 67-79.
- Charanpreet, S. 2009. *Evaluation of slope stability for waste rock dumps in a mine*. Department of Mining Engineering National Institute of Technology. Rourkela. 56 p.
- Chepil, W.S. 1945. Dynamics of wind erosion: IV The translocating and abrasive action of the wind. *Soil Science*, 61:167-177.
- Chepil, W.S. 1950. Properties of soil which influence wind erosion: I. The governing principle of surface roughness. *Soil Science*, 69: 149-162.
- Chepil, W.S. and Woodruff, N.P. 1963. The physics of wind erosion and its control. *Advances in Agronomy* 15:211-302.
- Chojnacka, K., Chojnacki, A., Górecka, H., Górecki, H. 2005. Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants. *The Science of the Total Environment*, 337, 175-182.
- Church, S.E., Kimball, B.A., Fey, D.L., Ferderer, D.A., Yager, T.J., Vaughn, R.B. 1997. *Source, transport, and partitioning of metals between water, colloids, and bed sediments of the Animas River, Colorado*. U.S. Geological Survey, Washington, D.C.
- Civita M., Chiappone, A., Falco, M. e Jarre, P. 1990. Preparazione della carta di vulnerabilità per la rilocalizzazione di un impianto Pozzi dell'acquedotto di Torino. *Proceedings First Conv. Naz. "Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee: Metodologie, Tecnologie e Obiettivi*. Morano sol Parnaro. Vol 2: 461-462.
- Collado Fernández, D.M., Navarro Flores, A. y Font Cisteró, X. 1999. Evaluación de la movilidad de los metales pesados en el acuífero deltáico del Río Almanzora (Almería) mediante ensayos de campo y de laboratorio. En: Navarro Flores, A., Sánchez Garrido, J.A. y Collado Fernández, D.M. (Eds.) *Minería, Industria y Medio Ambiente en la Cuenca Mediterránea*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Almería, pp. 55-68.
- Cook, R.V., Warren, A. and Gouchie, E.A.S. 1993. *Dessert Geomorphology*. UCL Press, London. 526 p.
- Corominas, J. 1996. The angle of reach as a mobility index for small and large landslides. *Canadian Geotechnical Journal*, 33: 260-271.
- Cowherd, C. 2001. Fugitive dust emissions. In: Baron, P., and Willeke, K. (eds). *Aerosol measurement; principles, techniques and applications*. Second edition. 2nd. John Wiley & Sons. New York. pp 845-857.

- Cravotta, C.A. III. 2008. Dissolved metals and associated constituents in abandoned coal-mine discharges, Pennsylvania, USA: 2. Geochemical controls on constituent concentrations. *Applied Geochemistry*, 23: 203-226.
- Croteau, M.N., Luoma, S.N., Stewart, A.R. 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnology and Oceanography*, 50(5): 1511-1519.
- Daly, D., Dassargues, A., Drew, D., Dunne, S., Goldscheider, N., Neale, S., Popescu, IC., y Zwahlen, F. 2002. Main concepts of the European Approach for (karst) groundwater vulnerability assessment and mapping. *Hydrogeology Journal*, 10(2): 340-345.
- Davies, M. P. 2002. Tailings impoundment failures: are geotechnical engineers listening? *Waste Geotechnics, Geotechnical News*, pp. 31-36.
- Dawson, R.F., and Morgenstern, N.R. 1995. Static collapse of mine waste fills. Proceedings of the 4th International Symposium on Mine Planning and Equipment Selection, Calgary, Alberta, pp 845-851.
- DeNicola, D.M., Stapleton, M.G. 2002. Impact of acid mine drainage on benthic communities in streams: the relative roles of substratum vs. aqueous effects. *Environmental Pollution*, 119: 303-315.
- Dennis, I., Pretorius, J., van Deventer, P. and Steyl, G. 2008. Methods to assess the impacts of tailings dams on the groundwater system in South Africa. *Journal of Mining and Metallurgy*, 44 A(1): 59-66.
- DGA e IGME. 2009. *Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas. Actividad 9: Protección de las aguas subterráneas empleadas para consumo humano según los requerimientos de la Directiva Marco del Agua: Masas carbonatadas. Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir*. Informes inéditos. IGME, Madrid.
- DGA e IGME. 2009. *Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas. Actividad 9: Protección de las aguas subterráneas empleadas para consumo humano según los requerimientos de la Directiva Marco del Agua: Masas detríticas y mixtas. Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir*. Informes inéditos. IGME, Madrid.
- DGOHCA y CEDEX, 2002. *Cartografía de vulnerabilidad de acuíferos subterráneos a la contaminación en la cuenca hidrográfica del Duero*. Informe inédito. CEDEX, Madrid.
- DGOHCA-IGME. 2002. *Cartografía de vulnerabilidad de acuíferos subterráneos a la contaminación en la cuenca hidrográfica del Guadalquivir*. Informe inédito. IGME. Madrid.
- Diamond, M.L. 1995. Application of a mass balance model to assess in-place arsenic pollution. *Environmental Science Technology*, 29(1): 29-42.
- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. (Directiva Marco del Agua)
- Dissmeyer, E. and Foster, G.R. 1981. Estimating the cover-management factor (C) in the Universal Soil Loss Equation for forest conditions. *Journal of Soil and Water Conservation*, 36 (4): 235-240.
- Dissmeyer, G.E. and Foster, D.R. 1983. Modifying the universal soil loss equation for forest land. In: S.A. El-Swaify, W.C. Moldenhauer y Andrew Lo. (Eds.). *Soil Erosion and Conservation*. Soil Conservation Society of America, pp. 480-495.

- Dockery, D. and Pope, A. 1996. Epidemiology of acute health effects. Summary of timeseries studied. In: Spengler, J.D., Wilson, R. (eds). *Particles in our air: concentration and health effects*. Harvard University Press, pp. 123-147.
- Doerfliger, N. and Zwahlen, F. 1997. EPIK: a new method for outlining of protection areas in karstic environment. In: Gunay and Jonshon (eds), *Int. symp. on karst waters and environment impacts*. Antalya. Turkey, Balkema, pp. 117-123.
- Dold, B. 1999. Mineralogical and geochemical changes of Copper flotation tailings in relation to their climatic settings and original composition—implications for acid mine drainage and element mobility. PhD thesis, *Terre et Environnement*, vol. 18. Geneva. 230 p.
- Dold, B. and Fontboté, L., 2001. Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy and mineral processing. *Journal of Geochemical Exploration*, 74:3–55.
- Driscoll, C.T., Baker, J.P., Bisogni, J.J. and Schofield, C.L. 1980. Effect of aluminium speciation on fish in dilute acidified water. *Nature*, 526: 161-164.
- DSC (Dams Safety Committee). 2012. Tailing Dams. New South Wales. 18 pp. [www. . www.damsafety.nsw.gov.au](http://www.damsafety.nsw.gov.au).
- Dubrowsky, N.M., Morin, K.A., Cherry, J.A. 1984, Uranium tailings acidification and subsurface contaminant migration in a sand aquifer. *Water Pollution Research Journal of Canada*, 19: 55-89.
- Earle, J., and Callaghan, T. 1998. Impacts of mine drainage on aquatic life, water uses, and man-made structures. Chapter 4. In: Brady, Smith and Shueck (Eds.). *Coal Mine Drainage Prediction and Pollution Prevention in Pennsylvania*. The Pennsylvania Department of Environmental Protection. www.dep.state.pa.us/dep/deputate/minres/Districts/CMDP/main.htm
- ECS (European Committee for Standardization). 2002. EN 12457-2 Standard: Caracterización of waste-Leaching-Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges-Part 2: One stage batch test at a liquid to solid ratio of 10l/kg for materials with high solid content and with particle size below 4 mm (without or with size reduction).
- EEA (European Environment Agency). 2005. *Towards an EEA Europe-wide assessment of areas under risk for soil contamination. Volume III. PRA.MS: scoring model and algorithm*. Final version, April 2005. 84 pp. http://www.eionet.europa.eu/software/prams/release1/PRAMS3_Methodology.pdf
- EPA (Ireland). 2009. *Historic Mine Sites - Inventory and Risk Classification*. Volume 1. 170 p.
- Espí, J.A. 2007. *Metodologías del Análisis de Riesgo en su aplicación a los problemas ambientales y de seguridad en la Industria Minera*. Monografías del Máster Internacional “Aprovechamiento sostenible de los recursos minerales”, UE/Programa Alfa II-0459-FA. Red DESIR (Desarrollo Sostenible–Ingeniería–Recursos Minerales). Coordinación: Universidad Politécnica de Madrid. Madrid. 67 p.
- Espinace, R, Palma, J., Valenzuela, P., Jaramillo, I., Miranda, A., Salinas, R., Bialostoki, J. 2006. *Evaluación del efecto eólico en tranques de relave*. CAMSIG 2006.
- European Commission. 2004. Reference Document on Best Available Techniques for Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities.
- European Commission. 2009. Referent document on best available techniques for management of tailings and waste-rock in mining activities. January 2009. 511 p. http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BR/EF/mmr_adopted_0109.pdf

- Evans, R. 1980. Mechanics of water erosion. In: M.J. Kirkby and R.P.C. Morgan (eds.) *Soil erosion*. John Wiley & Sons. pp. 109-124.
- FAO. 1979. *A Provisional Methodology for Soil Degradation Assessment*. Roma. 83 p.
- Farag, A.M., Woodward, D.F., Brumbaugh, W., Goldstein, J.N., MacConnell, E., Hogstrand, C., Barrows, F.T. 1999. Dietary effects of metals-contaminated invertebrates from the Coeur d'Alene River, Idaho, on Snake River cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki* spp.). *Transactions of the American Fisheries Society*, 128: 578–592.
- Ferreira Da Silva E, Cardoso Fonseca E, Matos JX, Patinha C, Reis P, Santos Oliveira JM. 2005. The effect of unconfined mine tailings on the geochemistry of soils, sediments and surface waters of the Lousal area (Iberian pyrite belt, Southern Portugal). *Land Degradation*; 16: 213.
- Ferrer, M. y Ayala-Carcedo, F. 1997. Relaciones entre desencadenamiento de movimientos y condiciones meteorológicas para algunos deslizamientos de España. *IV Simposio Nacional sobre Taludes y Laderas Inestables*, Granada, vol I, pp. 185-198.
- Foster, S. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: Van Duijvenbooden, W. and Van Waegeningh, H.G. (Eds.) *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*. TNO Committee on hydrological research, 38: 69-86. The Hague.
- Foster, S. and Hirata, R. 1988. *Groundwater Pollution Risk Assessment—A Methodology Using Available Data*. Pan American Centre for Sanitary Engineering and Environmental Sciences (CEPIS), Lima, Peru, 81 p.
- Foster, S. e Hirata, R. 1991. *Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes*. OMS. Organización Panamericana de la Salud. Programa de Salud Ambiental (HPE)-CEPIS. 76 p.
- Foster, S. and Skinner, A. 1995. Groundwater protection: the science and practice of land surface zoning. In: Kovar, K. and Krásný, J. (Eds.) *Groundwater quality, remediation and protection*. International Association of Hydrological Sciences (IAHS). Publ. 225.
- Fourie, H. 2007. Exposure to tailings dust, the characterization thereof and the evaluation of current control measures. Potchefstroom Campus. North-West University. 92 p.
- Fryrear, D.W. and Saleh, A. 1993. Field wind erosion: vertical distribution. *Soil Science*, 155: 294 -300.
- Gallagher, V. and O'Connor, P. 1997. *Characterisation of the Avoca Mine Site: Geology, Mining Features, History and Soil Contamination Study*. Technical Report, Geological Survey of Ireland.
- García, C. 2004. *Impacto y riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos de la sierra de Cartagena-La Unión (Murcia-España)*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena, Departamento de Ingeniería Minera, Geológica y Cartográfica. Inédita, 458 p.
- Golder Associates Limited. 1995. *Mined Rock and overburden piles: runout characteristics of debris from dump failures in mountainous terrain. Stage 2: analysis, modeling and prediction*. Interim Report, Report No. 932-1493. Prepared in association with O. Hungr Geotechnical Research Ltd. British Columbia Mine Waste Rock Pile Research Committee and CANMET. Contract No. 23440-0-9198-X86
- González del Tánago, M. 1991. La ecuación universal de pérdidas de suelo, pasado, presente y futuro. *Ecología*, 5: 13-50.
- González de Vallejo, L.I., Ferrer, M., Ortuño, L., y Oteo, C. 2004. *Ingeniería Geológica*. Coordinador: González de Vallejo. Pearson Prentice Hall. 715 p.

- Grant, B. 2008. *Heat shock protein 70 as a biomarker for copper contamination in Oreochromis mossambicus*. Departamento de Zoología. Universidad de Johannesburgo. Tesis doctoral.
- Gray, N.F. 1996. Field assessment of acid mine drainage contamination in surface and ground water. *Environmental geology*, 27: 358-361.
- Gray, N.F. 1996. A substrate classification index for the visual assessment of the impact of acid mine drainage in lotic systems. *Water Research*, 30: 1551-1554.
- Gray, N.F. 1997. Environmental impact and remediation of acid mine drainage—a management problem. *Environmental Geology*, 30: 62-71.
- Gray, N.F. and Delaney, E. 2008. Comparison of benthic macroinvertebrate indices for the assessment of the impact of acid mine drainage on an Irish river below an abandoned Cu-S mine. *Environmental Pollution*, 155: 31-40.
- GSI-EPA (Geological Survey of Ireland and The Environmental Protection Agency). 2009. *Appendix 1. Historic Mine Sites Scoring System (HMS-SS). A project to categorize contamination sources from mine waste at Historic Mine Sites*. 47 pp. http://www.epa.ie/downloads/pubs/land/mines/Appendix1_HMS_IRC_ScoringSystem.pdf
- Hageman, P.L. 2004. *Use of short-term (5-minute) and long-term(18-hour) leaching tests to characterize, fingerprint, and rank mine waste material from historical mines in the Deer Creek, Snake River, and Clear Creek watersheds in and around the Montezuma mining district, Colorado*. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2004-5104, 41 p.
- Hageman, P.L. and Briggs, P.H. 2000. *A simple field leach for rapid screening and qualitative characterization of mine waste material on abandoned mine lands*. ICARD 2000, Fifth International Conference on Acid Rock Drainage, Denver, Colorado, Society for Mining, Metallurgy, and Exploration Inc., 1463–1475.
- Haigh, M.J. 1992. Problems in the reclamation of coal mine disturbed land in Wales. *International Journal of Surface Mining and Reclamation*, 6: 31-37.
- Haigh, M. J. 1995. Soil quality standards for reclaimed coal-mine disturbed lands: A discussion paper. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 9: 187-202.
- Hakanson, L. 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. *Water Resources*, 14: 971-1001.
- Hall, J.V., Winner, A.M., Kleinman, M.T., Lurmann, F.W., Brajer, V., and Colome, S.D. 1992. Valuing the health benefits of clean air. *Science*, 255: 812-816.
- Harder, L.F. and Stewart, J.P. 1996. Failure of Tapo Canyon Tailings Dam. *Journal of Performance of Constructed Facilities*, ASCE, 10(3): 109-114.
- Harding, M.V. 1990. Erosión Control effectiveness: Comparative Studies of Alternative Mulching Techniques. In: John J. Berger (Ed.). *ENVIRONMENTAL RESTORATION. Science and strategies for Restoring the Earth*. Island Press. Washington, D. C. pp. 149-156.
- Havas, M. 1985. Aluminum bioaccumulation and toxicity to *Daphnia magna* in soft water at low pH. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences*, 42:1418-1748.
- Hoehn, R.C., Sizemore, D.R. 1977. Acid mine drainage (AMD) and its impact on a small Virginia stream. *Water Resources Bulletin*, 13: 153-160.
- Holmes, P.R. and Crundwell, F.K. 2000. The kinetics of the oxidation of pyrite by ferric ions and dissolved oxygen: An electrochemical study. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 64:263–274.

- Horacio, J. y Ollero, A., 2011. Clasificación geomorfológica de cursos fluviales a partir de sistemas de información geográfica (SIG). Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, nº 56. págs. 373-396.
- Horbaczewski, J.K. 2007. *Weathering of pyrite in minesoils at Gibbons Creek Lignite Mine, Texas*. In: XXVIII Annual Surface Mine Reclamation Workshop, College Station, Texas.
- Huang, F.X., Niu, H.S., Wang, M.X., Wang, Y.S., and Ding, G.D. 2001. The relationship between vegetation cover and sand transport flux at Mu Us Sandland. *Acta Geographica Sinica*, 56(6): 700-710.
- Hudson, N. 1982. *Conservación del suelo*. Editorial Reverte España.
- Hudson-Edwards, K.A., Macklin, M., Curtis, C., Vaughan, D. 1996. Processes of formation and distribution Pb-, Zn-, Cd- and Cu-bearing minerals in the Tyne Basin, northeast England: implications for metal contaminated river systems. *Environmental Science and Technology*, 30: 72-80.
- Hungr, O. 1995. A model for the runout analysis of rapid flow slides, debris flows and avalanches. *Canadian Geotechnical Journal*, 32(4): 610-623.
- ICOLD. 1996. *Tailings dam and environment*, ICOLD, Paris.
- ICOLD. 1995. Bulletin 99: Dam Failures - Statistical Analysis, Paris.
- ICOLD and UNEP. 2001. *Tailings Dams. Risk of Dangerous Occurrences. Lessons learnt from practical experiences*. Bulletin 121. Paris. 144 p.
<http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/2891-TailingsDams.PDF>
- ICONA. 1988. *Agresividad de la Lluvia en España. Valores del factor R de la ecuación universal de pérdidas de suelo*. Servicio de publicaciones MAPA. 78 p.
- ICWFAG (Inventory of Closed Waste Facilities Ad-hoc Group). 2010. Guidance Document for a Risk-based Pre-selection Protocol for the Inventory of Closed Waste Facilities. Draft 02. 36 p.
- IGME. 1986. *Manual para el diseño y construcción de escombreras y presas de residuos mineros*. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. 182 p.
- IGME. 2001. Actualización y ampliación del inventario nacional de depósitos de lodos en procesos de tratamiento de industrias extractivas. CD-ROMS provinciales. Inédito. Servicio de Documentación IGME.
- IGME. 2004. *Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería* (nueva edición). Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Serie: Guías y Manuales nº 2. 359 p.
- IGME. 2010. Memoria del proyecto "Evaluación del impacto y restauración ambiental del Bierzo: Impacto ambiental de la minería de carbón en ecosistemas acuáticos". Inédito. Servicio de Documentación del Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. 462 p.
- Inza, A. 2010. Estudio de series temporales y composición química del material particulado atmosférico en distintas áreas del País Vasco. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencia y Tecnología de la Universidad del País Vasco. 276 p.
- Israelsen, C.E. and Israelsen, E.K. 1982. Controlling Erosion on Surface Mining Sites. 1982 Symposium of Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation. pp. 329-337.
- Iwasaki, Y., Kagaya, T., Miyamoto, K., and Matsuda, H. 2009. Effects of heavy metals on riverine benthic macroinvertebrate assemblages with reference to potential food availability for drift-feeding fishes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(2): 354-363.

- Jambor, J.L., and Blowes, D.W. 1998. Theory and application of mineralogy in environmental studies of sulfide-bearing mine wastes, In: Cabri, L.J., and Vaughan, D.J., eds., *Modern approaches to ore and environmental mineralogy*, MAC Short Course Vol. 27: Mineralogical Association of Canada, pp. 367-402.
- Jarvis, A., Fox, A., Gozzard, E. Hill, S., Mayes, W. and Potter, H. 2007. *Prospects for Effective National Management of Abandoned Metal Mine Water Pollution in the UK*. In: Cidu, R. & Frau, F. (Eds.). IMWA Symposium 2007: Water in Mining Environments, 27th - 31st May 2007, Cagliari, Italy.
- Jia, Q., and Huang, Y. 2008. *Coarse dust around mining areas –a study of available dust collectors and their efficiency*. Master's Thesis. Lulea University of Technology. Department of Civil and Environmental Engineering. Division of Soil Mechanics and Foundation Engineering. 108 p.
- Jiménez Ballesta, R., Conde Bueno, P., Martín Rubí, J.A. y García Giménez, R. 2010. Niveles de fondo geoquímico e influencia del marco geológico en las concentraciones edafogeoquímicas de base de suelos seleccionados de Castilla-La Mancha. *Estudios Geológicos*, 66(1): 123-130.
- Jones, J.A.A. 1981. *The nature of soil piping: a review of research*. Research Monograph 3. Geo Books, Norwich; British Geomorphological Research Group, 301 pp.
- Johnston, D., Parker, K. and Pritchard, J. 2007. *Management of Abandoned Minewater Pollution in the United Kingdom*. In: R. Cidu & F. Frau (Eds.). IMWA Symposium 2007: Water in Mining Environments, 27th - 31st May 2007, Cagliari, Italy.
- Jung, MC. 2001. Heavy metal contamination of soils and Waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. *Applied Geochemistry*, 16: 1369-1375.
- Junghans M. and Helling C. 1998. Historical mining, uranium tailings and waste disposal at one site: Can it be managed? A hydrogeological analysis., In: *Proceedings of the International Conference on Tailings and Mine Waste*, Fort Collins, CO, USA 26-28 January 1998, Balkema, Rotterdam, pp. 117-126.
- Junta de Andalucía. 1999. *Informe sobre los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestra y análisis para su investigación*. Junta de Andalucía-Consejería de Medio Ambiente. Sevilla. 253 p.
- Junta de Andalucía.. 2002. *Guía para el diseño y construcción de escombreras*. 296 p.
- Junta de Andalucía. 2004. *Estudio de Elementos Traza en Suelos de Andalucía*. Serie Informes, Estudios, Trabajos y Dictámenes. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. 165 p.
- Kadunas, K., Arustienè, J., Cesnaitis, R., Dvarionienè, J., Bagdonas, A. 2006. Methodology of Preliminary Risk Assessment of Soil and Groundwater Contamination of Former Pesticides Storage Sites. *Environmental Research, Engineering and Management*, 3(37): 22-28
- Kapolka, N.M. and Dollhopf, D.J. 2001. Effect of Slope Gradient and Plant Growth on Soil Loss on Reconstructed Steep Slopes. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 15 (2): 86-99.
- Kempton, H. and Atkins, D. 2000. Delayed environmental impacts from mining in semi-arid climates. In: *Proceedings from the Fifth International Conference on Acid Rock Drainage*. Denver, Colorado. Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. Vol. 2, pp: 1299-1308.

- Kimmel, W.G. 1983. The impact of acid mine drainage on the stream ecosystem. In: Pennsylvania Coal: Resources, Technology and Utilization, (S. K. Majumdar and W. W. Miller, eds.), The Pa. Acad. Sci. Publ., pp. 424-437.
- Kloke, A. 1979. *Contents of arsenic, cadmium, chromium, fluorine, lead, mercury, and nickel in plants grown on contaminated soil*. UN-ECE Symposium, Geneva.
- Kohnke, R. 1950. The Reclamation of Coal Mine Spoils. *Advances of Agronomy II*: 317-349.
- Kreft-Burman, K., Saarela, J. & Anderson, R. 2005. Tailings Management Facilities – Legislation, Authorisation, Management, Monitoring and Inspection Practices. Report of the European RTD project TAILS SAFE, <http://www.tailssafe.com/>, 66 pp.
- Lacal Guzmán, M. y Vadillo, L. 1997. Evaluación de la calidad de las aguas superficiales en la Cuenca Minera Tremor-Valdesamario (León) mediante indicadores biológicos y fisico-químicos. *Tecnoambiente*, 77: 36-39.
- Lal, R. 1976. *Soil erosion problems on an Alfisol in Western Nigeria and their control: mulching effect on runoff and soil loss*. IITA Monograph No. 1. International Institute for Tropical Agriculture. Ibadau, Nigeria.
- Lan, H.X., Hu., R.L., Yue, Z.Q., Lee, C.F. and Wang, S.J. 2003. Engineering and geological characteristics of granite weathering profiles in South China. *Journal of Asian Earth Sciences*, 21: 353-364.
- Last, J. 2001. *Impact of specific acid mine drainage contaminants on macroinvertebrate communities in southeastern Ohio streams*. Thesis presented to the faculty of the College of Arts and Sciences of Ohio University. 97 p.
- Lemly, A.D. 1985. Toxicology of selenium in a freshwater reservoir: implications for environmental hazard evaluation and safety. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 10: 314–338.
- Le Grand, H.E. 1964. System for Evaluating the Contamination Potential of Some Waste Sites. *Journal of American Water Works Association*, Vol. 56, No. 8, pp. 959–74.
- Letterman, R.D. and Mitsch, W.J. 1978. Impact of acid mine drainage on a mountain stream in Pennsylvania. *Environmental Pollution*, 17: 53-73.
- Lian-You, L., Shang-Yu, G. Pei-Jun, S. Xiao-Yang, L. and Zhi-Bao, D. 2003. Wind tunnel measurements of adobe abrasion by blown sand: profile characteristics in relation to wind velocity and sand flux. *Journal of Arid Environments*, 53: 351-363.
- Lim, H., Lee, J., Chon, H., Sager, M. 2008. Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au-Ag mine in Korea. *Journal of Geochemical Exploration*, 96: 223-230.
- Lin, Z. 1997. Mobilization and retention of heavy metals in mill-tailings from Garpenberg sulphide mines, Sweden. *The Science of the Total Environment*, 198: 13-31.
- Llorente, E., Martínez, J., Pla, F., Ballester, A y Martínez, A.A. 1991. *Minería Química*. IGME. 652 pp.
- López Arias, M. y Grau Corbí, J.M. 2004. Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de pastos de la España Peninsular. INIA.
- Lottermoser, B.G. 2003. *Mine wastes: characterization, treatment and environmental impacts*. Springer, Berlin. 304 p.
- Lucia, P., Duncan, M. and Seed, H. 1981. *Summary of Research on Case Histories of Flow Failures of Mine Tailings Impoundments*. Mine Waste Disposal Technology, IC 8857, U.S. Bureau of Mines.

- Luoma, S.N., Moore, J.N., Farag, A., Hillman, T.H., Cain, D.J., Hornberger, M. 2008. Mining impacts on fish in the Clark Fork River, Montana: A field ecotoxicology case study. In: Richard T. Di Giulio, David E. Hinton (eds.). *The toxicology of fishes*. CRC Press.
- Macías, F. y R. Calvo de Anta. 1992. *Procesos de alteración inducidos por actividades humanas en materiales con sulfuros en Galicia. I.- Caracterización de los materiales originales y de los ambientes de alteración*. In: Actas del III Congreso Geológico de España y VIII Congreso Latinoamericano de Geología. Salamanca, 1992. Tomo 1, pp. 253-261.
- Macklin, M.G. 1992. Metals contaminated soils and sediment: a geographical perspective. In: Newson, M.D. (Ed.). *Managing the human impact on the natural environment: patterns and processes*. Belhaven Press, London, pp. 174-185.
- Macklin, M.G. and Smith, R.S. 1990. Historic Riparian Vegetation Development and Alluvial Metallophyte Plant Communities in the Tyne Basin, North-east England. In: Thornes, J.B. (ed.). *VEGETATION AND EROSION. Processes and Environments*. British Geomorphological Research Group Symposia Series. John Wiley and Sons Ltd. Chichester, West Sussex, England. pp. 239-256.
- MAGRAMA. 2007. Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. Ministerio de Agricultura, Alimentación y medio ambiente.
http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/suelos-contaminados/guia_tecnica_contaminantes_suelo_declaracion_suelos_tcm7-3204.pdf (consultado 20/06/2012).
- Maier, K.J., Knight, A.W. 1994. Ecotoxicology of selenium in freshwater systems. *Rev. Environ. Contamination. Toxicology*, 134: 31-48.
- Marcus, J.J. 1997. *Mining Environmental Handbook*. Imperial College Press.
- Maret, T.R., Cain, D.J., MacCoy, D.E., Short, T.M. 2003. Response of benthic invertebrate assemblages to metal exposure and bioaccumulation associated with hard-rock mining in northwestern streams, USA. *Journal North American Benthological Society*, 22(1): 598-620.
- Märker, M., Flügel, W.A. and Rodolfi, G. 1999. Das Konzept der Erosions Response Units (ERU) and seine Anwendung am Beispiel des semiariden Mkomazi-Einzugsgebietes in der Provinz Kwazulu, Natal, Südafrika, Tübingen Geowissenschaftliche Studien, Reihe D.: Geoökologie und Quartaerforschung. Augewandte Studien zu Massenverlagerungen, Tübingen.
- Martin, T. E. 1999. Characterization of pore pressure conditions in upstream tailings dams. Tailings and Mine Waste '99, Fort Collins, Colorado, A.A. Balkema, Rotterdam. pp. 303-313.
- Martínez C.y García, A, 2003. Perímetros de protección para captaciones de agua subterránea destinada al consumo humano. Metodología y aplicación al territorio. Publicaciones del IGME. Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas nº 10. 274 pp.
- Martínez Sanchez, M.J., Perez Sirvent, C., Tudela Serrano, M.L., Linares Moreno, P., Garcia Lorenzo, M.L., Hernandez Cordoba, M., Lopez Garcia, I.F., Molina Ruiz, J., Navarro Hervás, C., Vidal Otón, J., Barberán Murcia, R., Mantilla, W., Tovar Frutos, P. J., Solano Marín, A.M., Marimón Santos, J., Agudo Juan, I., Hernández Pérez, C. 2007. *Niveles de fondo y niveles genéricos de referencia de metales pesados en suelos de la Región de Murcia*.
- McBride. M.B.1994. Environmental Chemistry in Soils. Oxford University Press, Oxford.

- McCormack, D.E., Young, K.K and Darby, G.M. 1984. Rock Fragments and the K Factor of the Universal Soil Loss Equation. In: J. D. Nichols, P. L. Brown, W. J. Grant (Eds.) *Erosion and Productivity of Soils Containing Rock Fragments*. SSSA Special Publication number 13. Madison, WI. pp. 73-81.
- McKnight, D.M. and Feder, G.L. 1984. The ecological effect of acid conditions and precipitation of hydrous metal oxides in a Rocky Mountain stream. *Hydrobiologia*, 119: 129-138.
- McLemore, V.T., Fakhimi, A., van Zyl, D., Ayakwah, G.F., Anim, K., Boakye, K., Ennin, F., Felli, P., Fredlund, D., Gutiérrez, L.A.F., Nunoo, S., Tachie-Menson, S., and Viterbo, V.C. 2009. Literature review of other rock piles: characterization, weathering, and stability. Questa Rock Pile Weathering Stability Project. New Mexico Bureau of Geology and Mineral Resources. OF-Report 517. 101 p.
- Meszaros, E. 1999. *Fundamentals of atmospheric aerosol chemistry*. Akadémiai Kiado.
- Meza-Figueroa, D., Mier, R.M. Villanueva, M, Gómez-Álvarez, A., Moreno-Zazueta, A., Rivera, j., Campillo, A., Grandlic, C., Anaya, R., Palafox-Reyes, J. 2009. The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere*, 77(1): 140-147.
- MINEM (Ministerio de Energía y Minas de la República del Perú), 1997. *Guía ambiental para la estabilidad de taludes de depósitos de desechos sólidos de mina*. Normas técnicas para diseño ambiental (Guías). Dirección General de Asuntos Ambientales Mineros (DGAAM). 191 p.
- Ministerio de Fomento. 2009. Norma de Construcción Sismorresistente: Parte general y edificación (NCSE-02). Gobierno de España. Ministerio de Fomento. 94 p. www.fomento.es/NR/rdonlyres/949FF672-CB56-4332-BD7B-C408C2FCC05A/81030/0820200.pdf
- Ministerio de Medio Ambiente. 1996. *Clasificación de presas en función del riesgo potencial, Guía Técnica* Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas.
- Ministry for the Environment, 2004. *Risk Screening System. Contaminated Land Management Guidelines N° 3*. Wellington, New Zealand. 33 pp.
- Moncur, M.C. Ptacek, C.J. Blowes, D.W. and Jambor, J.L. 2005. Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment. *Applied Geochemistry*, 20: 639-659.
- MOPTMA-CE. 1994. *Inventario de recursos de agua subterránea en España. 2ª Fase: Vulnerabilidad de acuíferos. Cuenca del Guadalquivir*. Inédito.
- Moreno, T., Oldroyd, A., McDonald, I. and Gibbons, W. 2007. Preferential fractionation of Trace Metals-Metalloids into PM10 Resuspended from Contaminated Gold Mine Tailings al Rodalquilar, Spain. *Water, Air, and Soil Pollution*, 179: 93-105.
- Morgan, R.P.C. 1997. *Erosión y Conservación del Suelo*. Mundi-Prensa Libros. 343 p.
- Morin, K.A. and Hutt, N.M. 1997. Environmental geochemistry of minesite drainage: practical theory and case studies: Vancouver, MDAG Publishing, 333 p. (<http://www.mdag.com/index-mine.html>)
- Müller, J. Ruppert, H., Muramatsu, Y., Scheneider, J. 2000. Reservoir sediments – a witness of mining and industrial development (Malter Reservoir, eastern Erzgebirge, Germany). *Environmental Geology*, 39(12): 1341-1351.
- Nahir, M., van Aanhout, M., and Reinecke, S. 2006. *Application of Risk Management to Abandoned Mine Sites in the Canadian North*. In: 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), March 26-30, 2006, St. Louis MO. R.I. Barnhisel (ed.) Published by the American Society of Mining and Reclamation (ASMR), 3134

Montavesta Road, Lexington, KY 40502.

Navarro, M.C., Pérez-Sirvent, C. Martínez Sánchez, M.J. Vidal, J. Tovar, P.J. and Bech, J. 2008. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: A case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration*, 96: 183-193.

NCR (National Research Council), 1993. *Groundwater vulnerability assessment: contamination potential under conditions of uncertainty*. National Academies Press. 204 p.

Nichol, C., Beckie, R. and Smith, L. 2002. Characterization of unsaturated flow at different scales in waste rock. In: *Groundwater 2002—Proceedings of the International Association of Hydrologists Conference*. International Association of Hydraulic Engineering and Research, Madrid, Spain.

Nicholson, K.W. 1988. A review of particulate re-suspension. *Atmospheric Environment* volume 22. Issue 12, pp. 2639-2651.

Nicholson, R., Gillham, R., Cherry, J., Reardon, E. 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 26: 1–8.

Nicolau, J.M. 2001. *Using RUSLE 1.06 to design landforms derived from opencast coal mining reclamation*. Proceedings of the International Conference on sanitation and remediation of postmining landscapes. CD-ROM format. Teplice, Czech Republic.

Nilsen, T. H. 1979. *Relative slope stability and land-use planning; selected examples from the San Francisco Bay region*. U.S. Geological Survey Professional Paper 944, 96 p.

Nordstrom, D.K. 1979. Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals. In: *Acid Sulfate Weathering*, Kittrick J A, Fanning D S, and Hossner L R (eds), *Soil Science Society of America Special Publication*, 10: 37-56.

Nordstrom, D.K. 1982. The effect of sulfate on aluminum concentrations in natural waters--some stability relations in the system Al₂O₃-SO₃-H₂O. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 46: 681-692.

Nordstrom, D.K., and Alpers, C.N. 1990. *Geochemical evaluation of acid mine waters at Iron Mountain, Shasta County, California*, U.S. Geological Survey Administrative Report, 32 p.

Nordstrom, D.K. and Alpers, C.N. 1999. Geochemistry of Acid Mine Waters. En: Plumlee, G.S. and Logsdon, M.J. (eds.), *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A: Processes, Techniques and Health Issues*, Reviews in Economic Geology Vol. 6A, Society of Economic Geologists, Inc., pp. 133-160.

Nordstrom, D.K. and Southam, G. 1997. Geomicrobiology of sulfide mineral oxidation. In: Banfield, J.F. y Nealson, K.H. (eds): *Geomicrobiology: Interactions between Microbes and Minerals*, *Rev. Mineral.*, 35: 361-390.

Nordstrom, D.K., Alpers, C.N., Ptacek, C.J. y Blowes, D.W. 2000. Negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California. *Environmental Science and Technology*, 34: 254-258.

Nriagu, J.O. 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 338(6210): 47-49.

Nriagu, J.O. and Pacyna, J.M. 1988. Quantitative assessment of world-wide contamination of air, water, and soils by trace metals. *Nature*, 333(6169): 134-139.

Oblasser, A. y Chaparro, E. 2008. Estudio comparativo de la gestión de los pasivos ambientales mineros en Bolivia, Chile, Perú y Estados Unidos. *Serie recursos naturales e infraestructuras*. N° 131. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) – ONU. Santiago de Chile. 84 p.

Office of the Deputy Prime Minister. 2003. *Minerals Policy Statement 2. Annex 1: dust*. 43 p.

- Olalla, C. and Cuellar, V. 2001. Failure mechanism of the Aznalcóllar Dam, Seville, Spain. *Geotechnique*, 51, 5: 399-406.
- Oldecop, L., Zabala, F. Rodríguez-Pacheco, R. y Garino Libardi, L. 2004. *Funcionamiento Hidraulico, Estabilidad y Mecanismos de Rotura de Presas de Relaves Mineros*. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de San Juan. Argentina.
- Oldecop, L., Rodríguez, R. 2006. Estabilidad y seguridad de depósitos de residuos mineros. En: Roberto Rodríguez y Ángel García-Cortés (Eds.). *Los residuos minero-metalúrgicos en el medio ambiente*. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero. Serie: Medio Ambiente nº 11. pp: 197-243.
- Oldecop, L. Garino, L. Muñoz, J.J., Rodríguez, R. García, C. 2011. Unsaturated Behaviour of Mine Tailings in Low Precipitation Areas In: Alonso & Gens (Eds.). *Unsaturated soils*. pp. 1425-1430.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 2006. Guías para la calidad del agua potable. Vol. 1: Recomendaciones. Tercera edición. 408 p.
- Ontario Ministry of Environment and Energy. 2004. *Water Management Policies, Guidelines and Provincial Quality Objectives*. PIBS 3303E. 67 p.
- Ordóñez, S. 1997. *Aprovechamiento de los vertidos de la industria de la roca ornamental*. Actas de la I Conferencia Internacional celebrada en el marco del I Salón del Agua y Medio Ambiente, 24-26 Sep. 1997. Institución Ferial de Alicante.
- Osterkamp, W.R., 2008. *Annotated Definitions of Selected Geomorphic Terms and Related Terms of Hydrology, Sedimentology, Soil Science and Ecology*. USGS Open file Report 2008-1217, Reston, Virginia.
- Pardo Pascual, J.E. y Palomar, J. 2002. Metodología para la caracterización geomorfológica de los barrancos del sur de Menorca mediante perfiles transversales. *En X Congreso de Métodos Cuantitativos, Sistemas de Información Geográfica y Teledetección*. Valladolid (libro electrónico).
- Patton, P.C. and Schumm, S.A. 1975. Gully erosion, northwestern Colorado: a threshold phenomenon. *Geology*, 3: 88-90.
- Pavetti, F.G., Conesa-Alcaraz, H.M., Faz-Cano, A., Arnaldos, R. y García, G. 2006. Contaminación por metales pesados en la rambla del Gorguel (SE Península Ibérica). *Terra Latinoamericana*, vol. 24, num. 2, pp. 171-178.
- Paz Freire, M., Taboada Castro, J., Rivas Brea, T., Giráldez Pérez, E., Araújo Fernández, M. 2011. Ábacos para el cálculo de estabilidad en escombreras de pizarra y granito. *Boletín Geológico y Minero*, 122 (2): 161-170
- Pelletier, C.A. and Dushnisky, K. 1993. *Qualitative Environmental Risk Assessment Applied to the Proposed Windy Craggy Project*. Proceedings of the 17th Annual British Columbia Mine Reclamation Symposium in Port Hardy, BC. The Technical and Research Committee on Reclamation.
- Perry, E.F. 1998. Interpretations of Acid-Base Accounting. In: Brady, K. B. C., M. W. Smith and J. Schueck (Eds.). *Coal Mine Drainage Prediction in Pennsylvania*. The Department of Environmental Protection. Chapter 11, 27 p.
- Perry, G.D.R. and Bell, R.M. 1985. Covering Systems. In: Smith, M.A. (Ed.). *Contaminated Land, Reclamation and Treatment*. Plenum Press, New York and London.
- PHR (Physicians for Human Rights). 2010. Metales tóxicos y poblaciones indígenas cerca de la mina Marlin en Guatemala Occidental. Posibles exposiciones e impactos a la salud. 38 p.
- Pope, C.A. 3rd. 1989. Respiratory disease associated with community air pollution and a steel mill., Utah Valley. *American Journal of Public Health*, 79:623-628.

- Pope, C.A., Dockery, D.W., Spengler, J.D., and Raizenne, M.E. 1991. Respiratory health and PM10 pollution: a daily time series analysis. *American Review of Respiratory Disease*, 144: 668-674.
- Potts, W.T.W. and P.G. McWilliams, 1989. *The effects of hydrogen and aluminum ions on fish gills*. In: *Acid toxicity and aquatic animals*. Society for Experimental Biology Seminar Series, v. 34, (R. Morris, et al., eds.), Cambridge University Press, pp. 201-220.
- Puura, E. and D'Alessandro, M. 2005. A classification system for environmental pressures related to mine wastes discharges. *Mine Water and The Environment*, 24(1): 43-52.
- Querol, X. 2006. El material particulado atmosférico. CONAMA 8. Congreso Nacional del Medio Ambiente. Cumbre del Desarrollo Sostenible. http://www.conama8.org/modulodocumentos/documentos/AEs/AE9/AE9_doc_XavierQuerol.pdf.
- Rademeyer, B. 2007. The influence of environmental impacts on tailings impoundment design. Integrating environmental impacts with engineering costs for the design of tailings impoundments. Faculty of Engineering, Built Environment and Information Technology of the University of Pretoria. 378 p.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C. (Coord.).1997. *Predicting Soil Erosión By Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Lx)ss Equation (RUSLE)*. USDA Agricultural Handbook, 703.
- Richter, G., and Negendank J.K.W. 1977: Soil erosion processes and their measurement in the German area of the Moselle river. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2: 261-278.
- Rico, M., Benito, G., Salgueiro, A.R, Díez-Herrero, A., Pereira, H.G. 2008. Reported tailings dam failures. A review of the European incidents in the worldwide context. *Journal of Hazardous Materials*, 152: 846-852.
- Rico, M., Benito, G. and Díez-Herrero, A. 2008. Floods from tailings dam failures. *Journal of Hazardous Materials*, 154: 79-87.
- Ritchie, A.I.M. 1994. Sulfide oxidation mechanisms: controls and rates of oxygen transport. In: *The Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-wastes*. J. L. Jambor, and D. W. Blowes (Eds.). Mineralogical Association of Canada, Nepean, ON, vol. 22, pp. 201-246.
- Robertson, A.M., and Clifton, A.W. 1987. Design consideration for the long term containment of tailings. *Proceedings of the 40th Canadian Geotechnical Conference*. pp 345-354. www.robertsongeoconsultants.com/publications/containment.pdf
- Robertson, A. and Shaw, S. 2009. *Mine Closure*. INFOMINE e-Book. <http://www.infomine.com/publications/docs/E-book%2002%20Mine%20Closure.pdf>.
- Rodríguez, R. y Oldecop, L. 2006. Propiedades físicas, mecánicas e hidrogeológicas de los residuos minero-metalúrgicos sólidos. En: R. Rodríguez y A. García-Cortés. *Los residuos minero-metalúrgicos y el medio ambiente*. Publicaciones del IGME, Serie Medio Ambiente, nº 11. pp. 67-88.
- Rodríguez, R., Oldecop, L., Linares, R., Salvado, V. 2009. Los grandes desastres medioambientales producidos por la actividad minero-metalúrgica a nivel mundial: causas y consecuencias ecológicas y sociales. *Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG*, vol. 12, nº 24. pp: 7-25.
- Rodríguez, R., García, C., Zarroca, M., Roque, C., Linares, R., y Oldecop, L. 2011. Características geológicas y geotécnicas de los lodos de flotación de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión (SE España). *Boletín Geológico y Minero*, 122 (2): 127-144.

- Rodríguez, R. y García-Cortés, A. 2006. *Los residuos minero-metalúrgicos en el medio ambiente*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 1-744.
- Rodríguez-Gómez, V., Vadillo-Fernández, L., Lacal Guzmán, M., Alberruche del Campo, E., Herrero, Barrero, T. y de la Losa Román, A. 2010. Atenuación natural y calidad ambiental de los ríos mineros de la Cuenca Carbonífera del Bierzo (León). *Boletín Geológico y Minero*, 121 (1): 89-102.
- Romano, C.G., Mayer, K.U. Jones, D.R., Ellerbroek, D.A. and Blowes, D.W. 2003. Effectiveness of various cover scenarios on the rate of sulphide oxidation of mine tailings. *Journal of Hydrology*, 271: 171-187.
- Rostagno, C.M., del Valle, H.F. y Buschiazzo, D. 2004. La erosión eólica. En: González, M.A. y Bejerman, N.J. (Eds.). *Peligrosidad geológica en Argentina*. Buenos Aires, ASAGAI, 2004. CD-Rom,
- Sánchez-España, J. 2008. Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt: an Overview with special emphasis on generation mechanisms, aqueous composition and associated mineral phases. *Macla*, 10: 34-43
- Schafer, W. M., Nielsen, G.A., Dollhopf, D.T., and Temple, K.L. 1979. *Soil genesis, hydrological properties, root characteristics, and microbial activity of 1- to 50-year-old stripmine spoils* (EPA-600/7-79-100). Interagency Energy/Environment R&D Report. U. S. Govt. Printing Office, Washington, DC. 189 p.
- Schafer, W.M., Nielsen, G.A., Dollhopf, D.T. and Temple, K.L. 1980. *Soil genesis, hydrological properties, root characteristics, and microbial activity of 1- to 50-year-old stripmine spoils* (EPA-600/7-79-100). Interagency Energy/Environment R&D Report. U. S. Govt. Printing Office, Washington, DC. 189 p.
- Schwartz, J. 1994. Air pollution and daily mortality: a review and meta-analysis. *Environmental Research*, 64: 36-52.
- Schwertmann, U., and Cornell, R.M. 1991. *Iron oxides in the laboratory: Preparation and characterization*. VCH, Weinheim. 137 p.
- Scullion, J., Edwards, R.W. 1980. The effects of coal industry pollutants on the macroinvertebrate fauna of a small river in the South Wales coalfield. *Freshwater Biology*, 10: 141-162.
- SENES (Consultant Limited). 1994. Evaluation of alternative dry covers for the inhibition of acid mine drainage from tailings. The Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Program. CANMET, SCC File No. 015SQ.23440-3-9142.
- SERNAGEOMIN-BGR. 2008. *Manual de evaluación de riesgos de faenas mineras abandonadas o paralizadas (FMA/P)*. Golder Associates para SERNAGEOMIN-BGR.
- Shao, Y. 2008. *Physics and Modelling of Wind Erosion*. Atmospheric and Oceanographic Sciences Library 37. 2nd revised and expanded edition. Springer. 452 p.
- Shenevell, L.A., Henry, C.D. and Christensen, L. 1997. A ranking scheme developed to assess the relative potential of abandoned mine sites in Nevada to result in surface water and ground water degradation. Nevada Bureau of Mines and Geology Open-File report 97-3. 49 p.
- Shi, P., Yan, P., Yuan, Y. and Nearing, M.A. 2002. Wind erosion research in China: past, present and future. 12th International Soil Conservation. Beijing, China. May 26-31.
- Skidmore, E.L., and N.P. Woodruff. 1968. *Wind erosion forces in the United States and their use in predicting soil loss*. USDA Agric. Handb. 346, USDA.
- Skidmore, E.L. and Williams J.R. 1991. *Modified EPIC Wind Erosion Model. Modeling Plant and Soil System-* Agronomy Monograph N° 31, ASA-CSSA-SSSA. U.S.A. pp. 457-469.

- Skousen, J.G., Simmons, J. and Ziemkiewicz, P. 2001. *The Use of Acid-Base Accounting to Predict Post-mining Drainage Quality on West Virginia Surface Mines*. In: Proceedings of Eighteenth Annual Meeting of American Society for Surface Mining and Reclamation, June 2001, Albuquerque, NM. pp. 437-447.
- Singh, U.B. 1994. *Wind erosion: mechanics of saltation and dust generation*. Ph. D. Thesis Department of Civil Engineering. Faculty of Texas Tech. University, 125 p.
- Singh, M., Ansari, A.A., Muller, G. and Singh, I.B. 1997. Heavy metals in freshly deposited sediments of Gomi River (a tributary of the Ganga River): Effects on human activities. *Environmental Geology*, 29(3-4): 246-252.
- Smith, R.M. and Sobek, A.A. 1978. Physical and Chemical Properties of Overburdens, Spoils, Wastes, and New Soils. In: P. Sutton (Ed.). *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin. pp. 149-172.
- Smith, K.S., Hageman, P.L., Briggs, P.H., Sutley, S.J., Mc Cleskey, R.B., Livo, K.E., Verplanck, P.L., Adams, M.G. and Gernery-Hill, P.A. 2007. *Questa Baseline and Pre-Mining Ground-Water Quality Investigation. Leaching Characteristics of Compositated Materials from Mine Waste-Rock Piles and Naturally Altered Areas near Questa, New Mexico*. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report. 5165, 59 p.
- Soucek, D.L., Cherry, D.S., Currie, R.J., Latimer, H.A. and Trent, G.C. 2000. Laboratory to field validation in an integrative assessment of an acid mine drainage-impacted watershed. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19: 1036-1043.
- Spangler, M.G. and Handy, R.L. 1982. *Soil Engineering*. Harper and Row Publishers, New York.
- Srour, G. 2011. *Mine waste failure. An analysis of empirical and graphical runout prediction methods*. Bachelor's Thesis. The University of British Columbia, Faculty of Applied Sciences. 82 p.
- Standards Australia. 2004a. *AS/NZS 4360:2004 Risk Management*. Sydney, Standards Australia and Standards New Zealand.
- Standards Australia. 2004b. *Risk Management Guidelines*. Companion to AS/NZS 4360:2004, HB 436:2004. Sydney, Standards Australia and Standards New Zealand.
- Stanley, G., Gallagher, V., NiMhairtin, F., Brogan, J., Lally, P., Doyle, E. and Farrell, L. 2010. *Historic Mine Sites—Inventory and Risk Classification: Volume 1 Geochemical Characterisation and Environmental Matters*. Environmental Protection Agency, Dublin.
- Stanton, M.R. 2000. The role of weathering in trace metal redistributions in the May Day mine dump near Silverton, Colorado. In: *Proceedings from the Fifth International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD2000)*, Denver, Colorado, May 21-24, 2000: Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., vol. II, pp. 1501-1509.
- Strahler, A.N. 1952. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. *Geological Society of American Bulletin*, 63: 1117-1142.
- Strömberg, B. 1997. *Weathering kinetics of sulphidic mining waste*, Ph.D. Thesis, 12-May 1997, Inorg. Chem., KTH, Stockholm, Sweden.
- Stumm, W., Morgan, J. 1996. *Aquatic Chemistry* 3rd edition. Wiley-interscience 1996. USA 1022 p.
- Taylor, R.K. 1974. Colliery spoil heap materials-time dependent changes. *Ground Engineering*, July, 24-27.
- Teper, E. 2009. Dust particle migration around flotation tailings ponds: pine needles as passive samplers. *Environmental Monitoring and Assessment*, 154: 383-391.

- The Mineral Industry Research Organisation (MIRO). 2011. Management, mitigation and monitoring of nuisance dust and PM₁₀ emissions arising from the extractive industries: an overview. AEAT/ENV/R3141 Issue 1. February 2011. 108 pp.
- Therriault, J.A., Frostiak, J., Welch, D. 2003. Surface disposal of past tailings at the Bulyanhulu Gold Mine, Tanzania. In: Spiers, G., Beckett, P. and Conroy, H. (Eds): Proceedings (CD-Rom) of Sudbury Mining and Environment Conference. Prof 149.
- Tolar, L.G. 1982. *Some chemical characteristics of mine drainage in Illinois*: U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 1078, 47 p.
- Toy, T.J. and Foster, G.R. 1998. *Guidelines for the Use of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) version 1.06 on Mined Lands, Construction Sites and Reclaimed Lands*. Office of Surface Mining, Denver, USA.
- Turner, A.J.M., Braungardt Ch. and Potter, H. 2011. Risk-Based Prioritisation of Closed Mine Waste Facilities Using GIS. In: Rüde, Freund and Wolkersdorfer (Eds.). *Proceedings from the IMWA 2011: Mine Water-Managing the Challenges*. Aachen Germany, pp. 667-672.
- UNE-EN 12341:1999. Calidad del aire. Determinación de la fracción PM₁₀ de la materia particulada en suspensión. Método de referencia y procedimiento de ensayo de campo para demostrar la equivalencia de los métodos de medida al de referencia.
- USDA. 1999. *Guía para la Evaluación de la Calidad y salud del Suelo*. USDA-NR, Instituto de Calidad de Suelos. 82 p.
- USEPA. 1983. AP-42 Compilation of Air Pollutant Emission Factors. Third edition. Supplement 14. Chapter 11, Section 11.2.3. Equation nº 3. pág 11.2.3-5.
- USEPA. 1991. *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I-Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals)*. EPA/540/R-92/003. Publication 9285.7-01B
- USEPA 1994. Technical Report - Design and Evaluation of Tailings Dams, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste, Washington. 63 p. <http://www.epa.gov/osw/nonhaz/industrial/special/mining/techdocs/tailings.pdf>
- USEPA 2001. *An overview of Risk Assessment and RCRA*. EPA530-F-00-032. Washington D.C.
- USEPA. 2002. *National Recommended Water Quality Criteria*. EPA 822-R-02-047.
- USEPA. 2009. *National Primary Drinking Water Regulations*. EPA 816-F-09-004.
- USGS. 1999. *The USGS Abandoned Mine Lands Initiative, Protecting and Restoring the Environment Near Abandoned Mine Lands*. U.S. Geological Survey Fact Sheet 095-99.
- Vacher, C.A., Loch, R.J. and Raine, S.R. 2004. Identification and management of dispersive mine spoils. Final Report, ACMER Project R54, Australian Centre for Mining Environmental Research. 84 p.
- Vadillo, L., Rodríguez, V., Alberruche, E., Aduvire, O., Lacal, M., Monteserín, V., Iribarren, I. 2010. Environmental impacts of the A6 highway in La Silva stream in the region of Bierzo (León), Spain. In: Rauch, S., Morrison, G.M., Monzón, A. (Eds). *Highway and Urban Environment*. Proceedings of the 9th Highway and Urban Environment Symposium. Vol 17(4): 275-283.
- Van Stempwoort, D. Ewert, L., and Wassenaar, L. 1992. *AVI: A Method for Groundwater Protection Mapping in the Prairie Provinces of Canada*. PPWD pilot project, Sept. 1991 – March 1992. Groundwater and Contaminants Project., Environmental Sciences Division, National Hydrology Research Institute.

- Vanden Berghe, J.F., Ballard, J.C., Wintgens, J.F., and List, B. 2011. Geotechnical risks related to tailings dam operations. In: Proceedings Tailings and Mine Waste, Vancouver, BC. November 6 to 9, 2011.
<http://www.infomine.com/library/publications/docs/VandenBerghe2011.pdf>
- Varnes, D.J. 1984. Landslides hazard zonation: a review of principles and practice. *Natural Hazard* 3. Commission on Landslides of the IAEG, UNESCO. Paris, France, 63 p.
- Verb, R.G. and Vis, M.L. 2000. Comparison on benthic diatom assemblages from streams training abandoned and reclaimed coal mines and nonimpacted sites. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 274-288.
- Viana, M.M. 2003. Niveles, composición y origen del material particulado atmosférico en los sectores norte y este de la Península Ibérica y Canarias. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. 386 p.
- Vías, J.M., Andreo, B., Perles, M.J., Carrasco, F., Vadillo, I., Jiménez, P. 2006. Proposed method for groundwater vulnerability zapping in carbonat (karstic) aquifers: The COP method. Application in two pilot sites in Southern Spain. *Hydrogeology Journal* 14:912-925.
- Vick, S. G. 1990. *Planning, design, and analysis of tailings dams*. 2nd edition. BiTech Publishers Ltd. Vancouver, Canada. 369 p.
- Vick, S., Dorey, R., Finn, W. and Adams, R. 1993. Seismic stabilization of St. Joe State Park tailings dams. Geotechnical Practice in Dam Rehabilitation, *ASCE Spec. Pub.* N° 35.
- Victoria-EPA (Environmental Protection Authority). 1990. *Recommended Buffer Distances for Industrial Residual Air Emissions*. EPA Publication AQ 2/86, revised edition.
- Vidal-Abarca, M.R., Suárez, M.L. and Ramírez-Díaz, L. 1992. Ecology of Spanish semiarid streams, *Limnetica*, 8: 151-160.
- Villachica, C., y Sinche, C. 1984. *Reporte de muestreo de relaves El Molino-San Luis Gold Mines*. C.M.A. El Molino, S.A.
- Vrba, J. and Zaporozec, A. 1994. *Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability*. Internacional Association of Hydrogeologists/UNESCO. Vol. 16, Verlag Heinz Heise. Germany.
- Wasson, R.J. and Nanninga, P.M. 1986. Estimating wind transport of sand on vegetated surfaces, *Earth Surface Processes and Landforms*, 11 (5), 505-514.
- Weesies, G.A. 1998. K factor: Soil erodibility, In: *Guidelines for the Use of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), versión 1.06, on Mined Lands, Construction Sites and Reclaimed Lands*. Toy, T.J. and Foster, G.R. (Co-eds.). Denver. Office of Surface Mining.
- WHO. 2003. Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. WHO Regional Office for Europe. 94 p.
- WHO, 2004. Health aspect of air pollution –answers to follow-up questions from CAFE. Report on a WHO working group meeting Bonn, Germany, 15-16 January 2004. WHO Regional Office for Europe. 71 p.
- WHO, 2006a. Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. WHO Regional Office for Europe. 484 p.
- WHO. 2006. Health risk of particulate matter from long-range transboundary air pollution. WHO Regional Office for Europe. 99 p.
- Williams, D.J. and Rohde, T.K. 2008. *Rainfall infiltration into and seepage from rock dumps—a review*. In: Fourie, A. (Ed.), *Rock Dumps 2008*, Australian Centre for Geomechanics, Perth, pp. 79-89.

- Williamson, M.A. and Rimstidt, J.D. 1994. The kinetics and electrochemical rate determining step of aqueous pyrite oxidation. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 58: 5443-5454.
- Wilson, S.J. and Cooke, R.U. 1980. Wind erosion. In: Kirby, M.J. and Morgan R.P. (Eds). *Soil Erosion*, Chapter 7., J. Wiley & Sons, New York. pp. 217-251
- Wischmeier, W.H. y Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. USDA, SEA/AR, Agr. Handbook N° 537. Washington DC. 58 p.
- Witt, K.J. & Wudtke, R.-B. (Eds), 2004. *Tailings Management Facilities – Implementation and Improvement of Design and Authorisation Procedures for Proposed Tailings Facilities*. Report of the European RTD project TAILS SAFE, 24 pp. http://www.tailSAFE.bam.de/pdf-documents/TAISAFE_Design_and_Authorisation.pdf
- Woodruff, N.P., and Siddoway, F.H. 1965. A wind erosion equation. *Soil Science Society of American Proc.*, 29(5): 602-608.
- Woodward, D.F., Brumbaugh, W.G., Delonay, A.J., Little, E.E., Smith, C.E. 1994. Effects on rainbow trout fry of a metals-contaminated diet of benthic invertebrates from the Clark Fork River, Montana. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123: 51-62.
- Younger, P.L. 2005. Acidificación de suelos y aguas: resumen de procesos y de normas para regulación. In: Acidificación de suelos y aguas. Problemas y soluciones. Serie Medio Ambiente n° 7. IGME. Madrid. pp. 23-29.
- Xenidis, A. (Ed.), Mylona E., Xenidis A., Paspaliaris I., Csoevári M., Nemeth G., Foelding G. 2004. *Implementation and Improvement of Closure and Restoration Plans for Disused Tailings Facilities. Sustainable Improvement in Safety of Tailings Facilities (TAILSAFE)* A European Research and Technological Development Project. Report of the European RTD project TAILS SAFE, 54 p.
- http://www.tailSAFE.bam.de/pdf-documents/TAISAFE_Closure_and_Remediation.pdf
- Zandarín, M.T., Oldecop. L. A. Rodríguez, R., Zabala, F. 2009. The role of capillary water in the stability of tailings dams. *Engineering Geology*, 105, 108–118.
- Zaporozec, A. 1994. *Concept of groundwater vulnerability*. In: Vrba, J.y Zaporozec, A. (Eds), Guidebook on zapping groundwater vulnerability. International contributions to hydrogeology, 16, Verlag Heinz Geise, Hannover, 3-8.
- Zardari, M. A. 2010. Mechanical properties of fine grained, sulphur rich, silty soils. Research Report. Lulea University of Technology. 88 p.
- Zoido, F., y Arroyo, A. 2001. La población de España. <http://dc463.4shared.com/doc/IYAUlhtX/preview.html> (consultado 21/06/2012).
- Zota, A.R., Schaidler, L.A., Ettinger, A.S., Wright, R.O., Shine, J.P. and Spengler, J.D. 2011. Metal sources and exposures in the homes of young children living near a mining-impacted Superfund site. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, pp 1-11.
- Zota, A.R., Willis, R., Jim, R., Norris, G.A., Shine, J.P., Duvall, R.M., Scheider, L.A. and Spangler, J.D. 2009. Impact of mine waste on airborne respirable particulates in Northeastern Oklahoma, United States. *Journal Air Waste Manage Assoc.* 59(11):1347-1357.
- Zwahlen, F. (Ed) (2004). *COST Action 620. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers*, final report (COST action 620). European Commission, Brüssel, Luxemburg, 297 pp.

**ANEXO I. MODELO DE FICHA DE EVALUACIÓN DE RIESGOS
Y EJEMPLOS DE FICHAS DE EVALUACIÓN DE RIESGOS**

EVALUACIÓN DEL RIESGO DE INSTALACIONES DE RESIDUOS DE INDUSTRIAS EXTRACTIVAS CERRADAS O ABANDONADAS

Datos de la instalación de residuos			
Código identificador	Provincia (Comunidad autónoma)	Municipio	Coordenadas UTM (ETRS 89)
			X: Huso: Y:

Índice de probabilidad de ocurrencia de escenarios de riesgo por contaminación (valores entre 0 y 5)	
Generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales (C1)	I _p (C1)=
Generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos (C2)	I _p (C2)=
Movilización de material particulado por acción del viento (C3)	I _p (C3)=
Emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica (C4)	I _p (C4)=
Contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades (CD)	I _p (CD)=

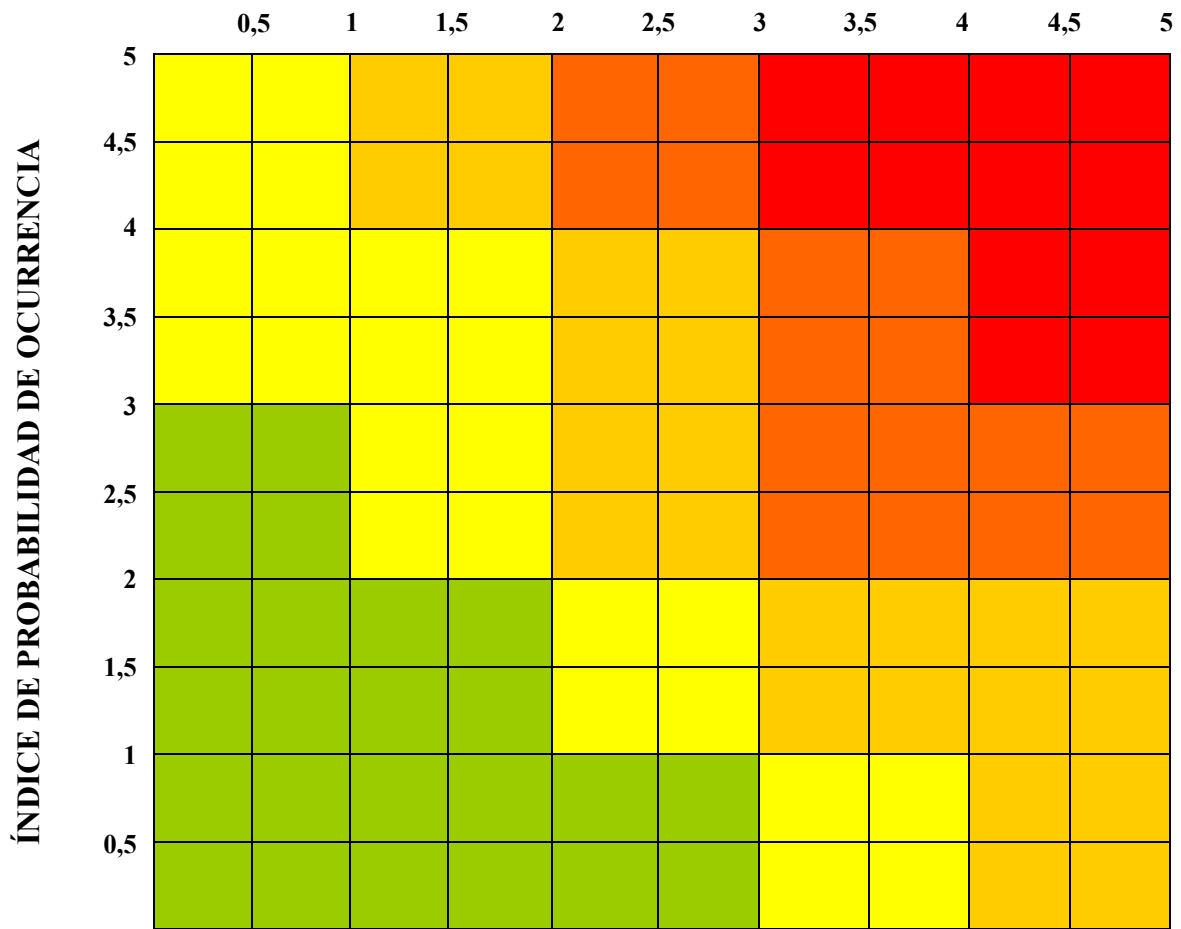
Índice de probabilidad de ocurrencia de escenarios de riesgo por fallo en la estructura (valores entre 0 y 5)	
Fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos (FPRE)	I _p (FPRE)=

	EFECTOS SOBRE EL MEDIO NATURAL	EFECTOS SOBRE LAS PERSONAS Y LA POBLACIÓN	EFECTOS SOBRE EL MEDIO SOCIOECONÓMICO
--	--------------------------------	---	---------------------------------------

Índice de severidad de las consecuencias de escenarios de riesgo por contaminación (valores entre 0 y 5; NP: no procede)			
Generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales (C1)	I _s (C1NA)=	I _s (C1PO)=	I _s (C1SE)=
Generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos (C2)	I _s (C2NA)=	I _s (C2PO)=	I _s (C2SE)=
Movilización de material particulado por acción del viento (C3)	I _s (C3NA)=	I _s (C3PO)=	I _s (C3SE)=
Emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica (C4)	I _s (C4NA)=	I _s (C4PO)=	I _s (C4SE)=
Contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades (CD)	---	I _s (CD)=	---

Índice de severidad de las consecuencias de escenarios de riesgo por fallo en la estructura (valores entre 0 y 5; NP: no procede)			
Fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos (FPRE)	I _s (FPRENA)=	I _s (FPREPO)=	I _s (FPRESE)=

ÍNDICE DE SEVERIDAD DE LAS CONSECUENCIAS



CLAVE DE EVALUACIÓN DE RIESGOS

		SEVERIDAD DE LAS CONSECUENCIAS				
		MUY BAJA	BAJA	MEDIA	ALTA	MUY ALTA
PROBABILIDAD DE OCURENCIA	MUY ALTA	BAJO	MODERADO	ALTO	MUY ALTO	MUY ALTO
	ALTA	BAJO	BAJO	MODERADO	ALTO	MUY ALTO
	MEDIA	MUY BAJO	BAJO	MODERADO	ALTO	ALTO
	BAJA	MUY BAJO	MUY BAJO	BAJO	MODERADO	MODERADO
	MUY BAJA	MUY BAJO	MUY BAJO	MUY BAJO	BAJO	MODERADO

EVALUACIÓN DEL RIESGO DE INSTALACIONES DE RESIDUOS DE INDUSTRIAS EXTRACTIVAS CERRADAS O ABANDONADAS

Datos de la instalación de residuos			
Código identificador	Provincia (Comunidad autónoma)	Municipio	Coordenadas UTM (ETRS 89)
657-III-2-001	TOLEDO (CASTILLA LA MANCHA)	MAZARAMBROZ	X: 406810,04 Huso: 30 Y: 4397525,51

Índice de probabilidad de ocurrencia de escenarios de riesgo por contaminación (valores entre 0 y 5)	
Generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales (C1)	I _p (C1)= 0
Generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos (C2)	I _p (C2)= 0
Movilización de material particulado por acción del viento (C3)	I _p (C3)= 3,2
Emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica (C4)	I _p (C4)= 0,7
Contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades (CD)	I _p (CD)= 2,6

Índice de probabilidad de ocurrencia de escenarios de riesgo por fallo en la estructura (valores entre 0 y 5)	
Fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos (FPRE)	I _p (FPRE)= 3,5

	EFECTOS SOBRE EL MEDIO NATURAL	EFECTOS SOBRE LAS PERSONAS Y LA POBLACIÓN	EFECTOS SOBRE EL MEDIO SOCIOECONÓMICO
--	--------------------------------	---	---------------------------------------

Índice de severidad de las consecuencias de escenarios de riesgo por contaminación (valores entre 0 y 5; NP: no procede)			
Generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales (C1)	I _s (C1NA)= NP	I _s (C1PO)= NP	I _s (C1SE)= NP
Generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos (C2)	I _s (C2NA)= NP	I _s (C2PO)= NP	I _s (C2SE)= NP
Movilización de material particulado por acción del viento (C3)	I _s (C3NA)= 2,1	I _s (C3PO)= 1	I _s (C3SE)= NP
Emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica (C4)	I _s (C4NA)= 1	I _s (C4PO)= 0,5	I _s (C4SE)= NP
Contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades (CD)	---	I _s (CD)= 1	---

Índice de severidad de las consecuencias de escenarios de riesgo por fallo en la estructura (valores entre 0 y 5; NP: no procede)			
Fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos (FPRE)	I _s (FPRENA)= 3	I _s (FPREPO)= 0	I _s (FPRESE)= 2

ÍNDICE DE SEVERIDAD DE LAS CONSECUENCIAS

		0,5	1	1,5	2	2,5	3	3,5	4	4,5	5
ÍNDICE DE PROBABILIDAD DE OCURRENCIA	5										
	4,5										
	4										
	3,5				FPRESE		FPRENA				
	3		C3PO		C3NA						
	2,5		CD								
	2										
	1,5										
	1		C4PO	C4NA							
	0,5										

		SEVERIDAD DE LAS CONSECUENCIAS				
		MUY BAJA	BAJA	MEDIA	ALTA	MUY ALTA
PROBABILIDAD DE OCURRENCIA	MUY ALTA	BAJO	MODERADO	ALTO	MUY ALTO	MUY ALTO
	ALTA	BAJO	BAJO	MODERADO	ALTO	MUY ALTO
	MEDIA	MUY BAJO	BAJO	MODERADO	ALTO	ALTO
	BAJA	MUY BAJO	MUY BAJO	BAJO	MODERADO	MODERADO
	MUY BAJA	MUY BAJO	MUY BAJO	MUY BAJO	BAJO	MODERADO

CLAVE DE EVALUACIÓN DE RIESGOS

EVALUACIÓN DEL RIESGO DE INSTALACIONES DE RESIDUOS DE INDUSTRIAS EXTRACTIVAS CERRADAS O ABANDONADAS

Datos de la instalación de residuos			
Código identificador	Provincia (Comunidad autónoma)	Municipio	Coordenadas UTM (ETRS 89)
976-II-3-007	MURCIA (REGIÓN DE MURCIA)	MAZARRÓN	X: 647320,24 Y: 4162804,37 Huso: 30

Índice de probabilidad de ocurrencia de escenarios de riesgo por contaminación (valores entre 0 y 5)	
Generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales (C1)	I _p (C1)= 4,5
Generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos (C2)	I _p (C2)= 0
Movilización de material particulado por acción del viento (C3)	I _p (C3)= 4,3
Emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica (C4)	I _p (C4)=1,6
Contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades (CD)	I _p (CD)= 5

Índice de probabilidad de ocurrencia de escenarios de riesgo por fallo en la estructura (valores entre 0 y 5)	
Fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos (FPRE)	I _p (FPRE)= 4,4

	EFECTOS SOBRE EL MEDIO NATURAL	EFECTOS SOBRE LAS PERSONAS Y LA POBLACIÓN	EFECTOS SOBRE EL MEDIO SOCIOECONÓMICO
--	--------------------------------	---	---------------------------------------

Índice de severidad de las consecuencias de escenarios de riesgo por contaminación (valores entre 0 y 5; NP: no procede)			
Generación de efluentes contaminantes con afección sobre las aguas superficiales (C1)	I _s (C1NA)= 3,5	I _s (C1PO)= 0	I _s (C1SE)= 0
Generación de efluentes contaminantes con afección sobre los recursos hídricos subterráneos (C2)	I _s (C2NA)= NP	I _s (C2PO)= NP	I _s (C2SE)= NP
Movilización de material particulado por acción del viento (C3)	I _s (C3NA)= 1,7	I _s (C3PO)= 3,6	I _s (C3SE)= NP
Emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica (C4)	I _s (C4NA)= 3,5	I _s (C4PO)=0,5	I _s (C4SE)=NP
Contacto directo originado por el acceso ocasional o por el desarrollo de actividades (CD)	---	I _s (CD)= 3	---

Índice de severidad de las consecuencias de escenarios de riesgo por fallo en la estructura (valores entre 0 y 5; NP: no procede)			
Fallo o rotura del dique de contención o el talud exterior de presas de lodos (FPRE)	I _s (FPRENA)= 5	I _s (FPREPO)= 3	I _s (FPRESE)= 3

ÍNDICE DE SEVERIDAD DE LAS CONSECUENCIAS

		0,5	1	1,5	2	2,5	3	3,5	4	4,5	5	
ÍNDICE DE PROBABILIDAD DE OCURRENCIA	5						CD					
	4,5						FPREPO	CINA				
	4			C3NA			FPRESE	C3PO		FPRENA		
	3,5											
	3											
	2,5											
	2											
	1,5		C4PO						C4NA			
	1											
	0,5											

		SEVERIDAD DE LAS CONSECUENCIAS				
		MUY BAJA	BAJA	MEDIA	ALTA	MUY ALTA
PROBABILIDAD DE OCURRENCIA	MUY ALTA	BAJO	MODERADO	ALTO	MUY ALTO	MUY ALTO
	ALTA	BAJO	BAJO	MODERADO	ALTO	MUY ALTO
	MEDIA	MUY BAJO	BAJO	MODERADO	ALTO	ALTO
	BAJA	MUY BAJO	MUY BAJO	BAJO	MODERADO	MODERADO
	MUY BAJA	MUY BAJO	MUY BAJO	MUY BAJO	BAJO	MODERADO

CLAVE DE EVALUACIÓN DE RIESGOS

ANEXO II. ENSAYOS BÁSICOS DE CAMPO Y DE LABORATORIO PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS

AII.1. INTRODUCCIÓN

En las explotaciones mineras activas, o en los nuevos proyectos de explotación minera, es factible controlar el tipo de residuos que se generan, ya sean los procedentes de la mina propiamente dicha o los que se producen en las instalaciones de tratamiento. En este sentido, puede asumirse que son residuos de forma más o menos regular, de composición conocida, o que se trata de materiales susceptibles de ser correctamente caracterizados a partir de información analítica obtenida durante el desarrollo de los procesos de extracción y beneficio, o mediante la realización de pruebas analíticas regulares. Sin embargo, para la gran mayoría de los depósitos de residuos abandonados existentes, la información que sería necesaria para caracterizarlos correctamente no existe, por lo que sería obligado realizar campañas de muestreo y análisis de laboratorio.

Si lo que se pretende es establecer prioridades de actuación para la rehabilitación o remediación de un número importante de depósitos de residuos mineros, bastará emplear inicialmente criterios simples, aunque repetibles y rigurosos, y economizadores desde el punto de vista de la adquisición de información, buscando maximizar el empleo de datos ya existentes, o utilizar técnicas de caracterización sencillas y de bajo coste. No obstante, también conviene destacar que, si se decide actuar sobre los emplazamientos que terminen ocupando posiciones altas en la teórica lista de prioridades de actuación, será necesario realizar nuevos trabajos de prospección de mucho mayor detalle, incluyendo la obtención de nuevos datos, de cara a cuantificar y definir los objetivos, así como para diseñar medidas al nivel que requiere un proyecto de remediación o rehabilitación realista. Es importante resaltar esto último: no es necesario para la evaluación de riesgos ambientales conocer todos los aspectos que pueden ser relevantes para una remediación de todos y cada uno de los emplazamientos o depósitos de residuos mineros, pues podrían tratarse de cientos en un solo inventario. Sin perder de vista lo anterior, no hay duda de que, en cualquier caso, es necesario poseer alguna información de carácter analítico, obtenida en campo o en laboratorio.

Los procedimientos o métodos que se describen a continuación se consideran lo mínimo de carácter básico que puede ser útil de cara a la metodología de evaluación de riesgos ambientales que se propone en este manual.

AII.2. ENSAYOS SOBRE MUESTRAS DE AGUAS SUPERFICIALES

Las muestras de aguas superficiales destinadas a ser analizadas pueden tener diversos orígenes: surgencias o escorrentías procedentes de los residuos, aguas sobrenadantes en las presas o aguas de cursos fluviales afectados por las estructuras. Los ensayos realizados en las aguas superficiales están destinados a evaluar, en el caso de surgencias, escorrentías y sobrenadantes, el potencial contaminante de los residuos, en la medida en la que estas aguas puedan poseer características de pH, grado de salinidad o composición en elementos traza que supongan una amenaza para los sistemas que las reciben. En el caso de aguas pertenecientes a cursos fluviales, se evalúa el grado de afección que pueden presentar como consecuencia de la presencia de estructuras de residuos.

AII.2.1. DETERMINACIONES *IN SITU*

Siempre que sea posible, se realizarán determinaciones *in situ*, mediante instrumentación portátil y previa calibración con soluciones estándar, de pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto y potencial redox. Estas determinaciones se realizan, bien con electrodos selectivos para cada parámetro, bien con medidores multiparamétricos que permiten realizar medidas simultáneas.

AII.2.2. ENSAYOS DE LABORATORIO

En términos generales, para cualquier punto de muestro de aguas, es necesario obtener dos muestras destinadas a los análisis de laboratorio, las cuales se conservarán y transportarán en recipientes de polietileno previamente lavados con ácido nítrico diluido (Bubb & Lester, 1994). Las muestras se han de filtrar mediante un filtro de acetato de celulosa de 0,45 μm de poro, para eliminar las arcillas finas y muchos coloides (Schalscha & Ahumada, 1998; Kebbekus & Mitra, 1998; Van Geen *et al.*, 1999). Una de las muestras (de unos 125 mL), se destina a la determinación del contenido en metales disueltos, para lo cual, se acidifica con HNO_3 hasta un pH inferior a 2, de manera que sea posible mantener en solución los metales pesados y evitar así la precipitación de hidróxidos metálicos (Van Ryssen *et al.*, 1988), y se reserva para su análisis. La otra muestra (de unos 400 mL), sin acidificar, se reserva para el análisis de

la alcalinidad, aniones y cationes mayoritarios (sulfatos, bicarbonatos, cloruros, Na, K, Mg, Ca, etc.). Todas las muestras se conservan en nevera hasta su análisis, el cuál se deberá realizar en el menor tiempo posible.

Las técnicas analíticas para el análisis de componentes en disolución son diversas y su elección depende del rango de concentración del tipo de elemento. Habitualmente los aniones se determinan mediante la técnica de espectrofotometría de absorción UV-VIS, salvo el anión sulfato en aquellos casos en que, dadas las características especiales que presentan las aguas ácidas, la concentración supera el límite de detección. En estos casos, se analizan mediante espectrometría de emisión atómica con fuente de plasma acoplado inductivamente (ICP/AES). Los cationes mayoritarios se analizan mediante espectrometría de absorción atómica (AAS) y los elementos traza mediante espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado inductivamente (ICP-MS), técnica que permite la evaluación multielemental simultánea de elementos con concentraciones muy bajas.

AII.3. ENSAYOS SOBRE MUESTRAS SUPERFICIALES DE RESIDUOS MINEROS

Los criterios para la toma de muestras de dichos tipos de materiales pueden ser diversos, pero convendrá tener presente que, tratándose de un inventario de muchas estructuras, no podrá resultar excesivamente costoso. En este sentido, la selección de un sistema de muestreo puede ser de vital importancia. En el **ANEXO III** se expone un método de muestreo recomendado para la obtención de muestras compuestas superficiales. Conviene advertir que, cuando se toman muestras compuestas, las cantidades recogidas suelen ser muy grandes, especialmente en el caso de escombreras. Por ello, además de realizar cuarteos previos en campo, puede ser recomendable cribar también sobre el terreno con tamiz de luz de malla de 2 mm, lo que minimizará los inconvenientes de transporte y almacenamiento, cuando los materiales así lo requieran. Hay que tener en cuenta que para la mayoría de protocolos de análisis de elementos en muestras granulares sólo se requieren cantidades de 50 a 100 gramos.

Por otro lado, es también interesante la caracterización de sales o precipitados que pueden aparecer en las superficies externas de los depósitos, especialmente en climas

secos, debido a la posibilidad de redisolución y transporte en épocas lluviosas, por lo que puede ser de interés la obtención de pequeñas muestras mediante raspado en superficies con presencia de estos precipitados, o en los rastros que hayan podido dejar surgencias o derrames de aguas ácidas.

AII.3.1. ENSAYOS *IN SITU*

Ensayo de Lixiviación en Campo.- Sobre las muestras superficiales obtenidas sobre el terreno es factible realizar un Ensayo de Lixiviación en Campo que se describe en el **ANEXO III** del presente documento.

Análisis de contenidos totales en elementos traza mediante equipo portátil de Fluorescencia de Rayos X.- La espectrometría de rayos X es una técnica analítica multielemental no destructiva que permite una evaluación rápida de los contenidos de metales traza en los residuos. Se pueden analizar hasta 30 elementos diferentes, incluso algunos de bajo peso molecular (como el magnesio). La técnica se fundamenta en la interpretación del comportamiento de la muestra al ser bombardeada por un haz de rayos X, analizando posteriormente la energía de los rayos X emitidos, que es característica de cada elemento. Presenta como ventajas frente a las técnicas espectrométricas, la posibilidad de realizar el análisis directamente sobre la muestra, o con una preparación mínima de la misma, además de la capacidad de análisis multielemental, el elevado rendimiento y el bajo coste de análisis, todo lo cual puede resultar crucial en estudios ambientales que requieren del procesamiento de un gran número de muestras (Marguí *et al.*, 2011).

En la actualidad existen instrumentos portátiles para efectuar los análisis en campo, lo que economiza en tiempo y en transporte de muestras. El perfeccionamiento de las técnicas de excitación-detección y el desarrollo de equipos con procesadores de señales digitales, ha mejorado la sensibilidad de estos equipos, lo cual ha permitido la determinación, en niveles traza, de metales como Cd y Pb (Marguí *et al.*, 2011). Los límites de detección obtenidos en la metodología XRF son suficientes para la determinación de metales en las muestras, sobre todo si se tiene en cuenta que el espíritu de la evaluación es identificar las estructuras de residuos mineros que ocuparán posiciones altas en una lista de prioridades de actuación basada en los riesgos asociados

a las mismas. Otra ventaja de estas técnicas es que, en los últimos años, han aparecido estudios en los que se utilizan para el análisis de muestras acuosas de matriz heterogénea en estudios realizados en zonas mineras (González-Fernández *et al.*, 2009). Por todo ello, desde sus orígenes, estas técnicas han sido utilizadas para la caracterización y análisis de muestras relacionadas con los suelos y los residuos mineros (Liquiang Luo, 2009) y han mostrado ser de utilidad en la evaluación del riesgo de dispersión de metales en áreas mineras abandonadas (Marguí *et al.*, 2011)

AII.3.2. ENSAYOS EN LABORATORIO

Si se opta por llevar muestras a laboratorio, lo corriente es que se realicen una serie de ensayos adecuados para este tipo de materiales (granulares): pH (en suspensión sólido: agua en proporción 1:1), determinación de azufre total y azufre sulfato, análisis mineralógico, etc. Los tipos de ensayo que pueden tener interés deben de estar orientados por el tipo de residuos o sedimentos que se estudien, sin olvidar que no es factible una caracterización detallada, puesto que lo que se pretende es establecer una jerarquía de aquellas estructuras que, por sus características de peligrosidad, resulten de actuación prioritaria y que, por consiguiente, deberán ser objeto de un estudio más pormenorizado.

Con anterioridad a la realización de ensayos de laboratorio se lleva a cabo la preparación de las muestras mediante corte granulométrico a 4 mm. Para las determinaciones químicas se realiza además una molienda a tamaño de análisis de una parte representativa de la fracción inferior a 4 mm y el secado a temperatura ambiente. A continuación se detallan los ensayos y metodologías propuestos para la evaluación del riesgo.

Determinación del pH en suspensión 1:1.- Esta determinación es útil para realizar una primera aproximación del potencial tóxico o corrosivo de las muestras. Se analiza mediante potenciometría con electrodo selectivo de pH en una suspensión agua: muestra de 1:1.

Determinación de la humedad.- El porcentaje de humedad de las muestras permite realizar correcciones para proporcionar valores de parámetros físicos. Depende de la

textura de la muestra y de la mineralogía, al tratarse de una medida aproximada del agua higroscópica retenida. El contenido de humedad de las muestras, junto con el conocimiento de la profundidad de origen y del tiempo atmosférico en los días precedentes, puede informar sobre la hidrología del depósito de residuos. Habitualmente se determina por gravimetría por calentamiento en estufa a 105 °C, calculándose la humedad según la siguiente fórmula:

$$\% \text{ humedad} = \frac{m_2 - m_3}{m_2 - m_1} \times 100$$

Dónde:

- m₁: masa del recipiente vacío (en gramos)
- m₂: masa del recipiente con la muestra previa al secado (en gramos)
- m₃: masa del recipiente con la muestra posterior al secado (en gramos)

Análisis granulométrico.- La distribución de tamaños de partículas es una de las propiedades que más determina el comportamiento físico y químico de los minerales presentes en entornos ricos en sulfuros, condicionando los tamaños de poro y su distribución, las propiedades hidráulicas, la reactividad química y la superficie expuesta (Acero *et al.*, 2011). Las partículas pertenecientes a la fracción con un diámetro inferior a 0,25 mm son las que presentan una mayor influencia sobre los procesos de alteración y las que contribuyen significativamente a la generación de acidez y alcalinidad. Por otra parte, el contenido en partículas de tamaño inferior a 75 µm, ha sido un criterio empleado en algunas metodologías de análisis de riesgo aplicadas a residuos mineros y suelos contaminados, para evaluar la generación de polvo y dispersión de contaminantes a través del aire (SERNAGEOMIN-BGR, 2008; CCME, 2008). Normalmente, los residuos de flotación contienen más del 50% de este tipo de material (Rodríguez y Oldecop, 2006). Singh (1994) afirma que las partículas inferiores a 80 µm son las que con mayor probabilidad pueden ser arrastradas por el viento en suspensión. Por tanto, el factor de erosionabilidad de los residuos puede ser valorado en una primera instancia en función del contenido en materiales más finos que 75-80 µm.

Estos factores justifican la realización de un análisis granulométrico completo. El análisis granulométrico combina la operación mediante una serie de tamices para las fracciones

arenosas, junto con el empleo de aparatos automatizados de medida basados en la velocidad de sedimentación (como el denominado Sedigraph).

Análisis del contenido en S.- En la Decisión de la Comisión de 30 de abril de 2009, por la que se completa la definición de residuos inertes en aplicación del artículo 22, apartado 1, letra f), de la Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas, se especifica que: “los residuos tendrán un contenido máximo de azufre en forma de sulfuro del 0,1 %, o tendrán un contenido máximo de azufre en forma de sulfuro del 1 % y un cociente de potencial de neutralización superior a 3. Se trata de una medida que evalúa el potencial de una masa de residuos de generar drenajes ácidos. La determinación del contenido en azufre parece por tanto útil a la hora de discriminar aquellos residuos con menor puntuación en el ranking de peligrosidad, en tanto se puedan asemejar a residuos inertes conforme a la definición de la citada Decisión.

El contenido en S total se analiza habitualmente mediante combustión con oxígeno en un horno de inducción y medida con un detector de infrarrojo de estado sólido. La determinación de S en forma de sulfuros se realiza conforme a la norma UNE-EN 1744-1 (AENOR, 1999), en su Capítulo 13, que consiste en una solubilización con ácido clorhídrico en un medio reductor, transformación en sulfuro de hidrógeno, precipitación de sulfuro de zinc y valoración idiométrica. La determinación de S en forma de sulfato, se realiza conforme a lo especificado en el Capítulo 12 de la citada norma UNE-EN 1744-1, y consiste en la solubilización en ácido clorhídrico diluido y determinación por gravimetría.

Análisis de contenidos totales en metales o elementos traza por disolución total.- La determinación de los contenidos totales de los elementos traza, muchos de ellos tóxicos, es útil para la evaluación del potencial contaminante de los residuos mineros. En la Decisión de la Comisión de 30 de abril de 2009, se especifica que, para considerarse como inertes, “el contenido de sustancias potencialmente dañinas para el medio ambiente o la salud humana los residuos y, en especial de As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn, incluidas las partículas finas aisladas de en los residuos, es lo suficientemente bajo como para que sus riesgos humanos y ecológicos sean insignificantes, tanto a corto como a largo plazo; para poder ser considerados lo

suficientemente bajos como para presentar riesgos humanos y ecológicos insignificantes, el contenido de esas sustancias no superará los valores mínimos nacionales para las instalaciones definidas como no contaminadas o los niveles naturales nacionales pertinentes. En el Anexo VI del Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas, de protección y de rehabilitación del espacio afectado por las actividades mineras se establece que, en cualquier caso, el contenido de esas sustancias no superará los Niveles Genéricos de Referencia establecidos por cada Comunidad Autónoma para dichas sustancias. Para la determinación de los Niveles Genéricos de Referencia, se emplean habitualmente los métodos de digestión total, que persiguen poner y mantener en disolución la cantidad total de metales.

La Unión Europea ha recomendado el procedimiento contemplado en la norma ISO 11466 (ESB, 2000), consistente en la extracción de la muestra seca con una mezcla de ácido nítrico y clorhídrico. Otros trabajos utilizan ataques ácidos con otra mezcla de ácidos en diversas proporciones. Un ejemplo es el ataque con una mezcla de HF, HClO₄ y HNO₃ y HCl a sequedad y posterior disolución en ácido nítrico al 10%, con lo que se consigue la solubilización total de la muestra (Dold & Fontboté, 2002). Posteriormente una parte alícuota de la solución obtenida se analiza mediante técnicas espectrofotométricas, como la Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS). La determinación de Hg se determina según la Norma EPA 7471, que consiste en un ataque ácido con HCl y HNO₃, seguido de una posterior oxidación con permanganato potásico. La medida se realiza por Espectrometría de Absorción atómica (técnica de vapor frío). Se analizarán preferentemente las concentraciones de los metales incluidos en la citada Decisión de la Comisión de 30 de abril de 2009 As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn.

Ensayo de lixiviación en laboratorio.-Desde el punto de vista químico, la movilidad de los elementos potencialmente tóxicos en los residuos mineros, y por tanto la probabilidad de que se produzca un escenario de riesgo, depende no tanto de los contenidos totales de dichos elementos sino de las especies químicas en que se encuentran presentes y su biodisponibilidad. Existen para este propósito ensayos de lixiviación que utilizan como agente extractante agua desionizada, de forma tal que al entrar en contacto con el agua se produce una solución lixiviada. Estos procedimientos

suelen emplear una pequeña cantidad de muestra que se pone en contacto con agua en una alta proporción líquido/sólido durante un corto periodo de tiempo (usualmente menos de 24 h).

Resulta conveniente aplicar los ensayos EN 12457-2 (*European Committee for Standardization*, 2002a) o EN 12457-4 (*European Committee for Standardization*, 2002b). Este tipo de ensayo ha sido propuesto como norma para la caracterización de la toxicidad de residuos mineros. Básicamente, dicho ensayo emplea como extractante agua desionizada (con pH comprendido entre 5 y 7,5) en una proporción líquido-sólido de 10 l/kg, y se aplica a residuos sólidos granulares con un tamaño de partícula inferior a 4 mm o a 10 mm respectivamente (con o sin reducción de tamaño). La mezcla se somete a un tiempo de agitación de 24 h al que le sigue un tiempo de decantación de aproximadamente 15 minutos y su posterior filtración a 0,45 µm. El eluato obtenido puede ser empleado para medir CE, pH y los contenidos en cationes o aniones que puedan ser de interés por los métodos analíticos de laboratorio ya mencionados.

El ensayo EN 12457-2 prescribe el empleo de cantidades muy grandes de muestra (mínimo 2 kg) y agua, lo que es poco operativo cuando el número de muestras es elevado. Sin embargo, diferentes trabajos demuestran que, mientras se mantenga la proporción 1/10, el resultado de este tipo de ensayos no se ve afectado por las cantidades empleadas. Sin embargo, el tiempo de agitación sí influye en los resultados, especialmente en el pH obtenido, por lo que no parece conveniente modificar el tiempo de agitación, aunque se modifiquen las cantidades empleadas manteniendo la proporción establecida en la norma.

Este ensayo es prácticamente idéntico a otros ampliamente utilizados para la caracterización del potencial tóxico de los residuos mineros, como el método DIN-38414-S4 (DIN-NORMEN, 1984), que utiliza agua MilliQ, y que ha sido empleado por Marguá *et al.* (2004) y por Mendoza-Amézquita *et al.* (2006), entre otros.

Estos ensayos pueden realizarse como complementarios a los realizados en muestras de de lixiviados o sobrenadantes, cuando estos existen, siendo imprescindibles cuando los análisis de agua no sean concluyentes o cuando no haya sido posible recoger muestras de agua superficial.

Se analizarán preferentemente las concentraciones de los metales incluidos en la citada Decisión de la Comisión de 30 de abril de 2009 As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn, a los que interesa añadir Al y Se, dada la importancia de los efectos que tales elementos disueltos pueden producir sobre los ecosistemas acuáticos (Driscoll *et al.*, 1980; Havas, 1985; Maier & Knight, 1994; Lemly, 1985).

A.II.4. REFERENCIAS

Acero Salazar, P., Asta Andrés, M^a. P., Torrentó Aguerrí, C., Gimeno Serrano, M^a. J., Auqué Sanz, L. F. y Gómez Jiménez, J. B. 2011. Metodologías y técnicas instrumentales para el estudio de sistemas de aguas ácidas. En: Rodríguez, R. y Arranz-González, J.C. (Eds.). Residuos Mineros y su Impacto Ambiental. *Boletín Geológico y Minero*, 122 (2): 187-202.

AENOR. 1999. Norma UNE-EN 1744-1. Ensayos para determinar las propiedades químicas de los áridos. Parte 1: Análisis químico.

Bubb, J. M., Lester, J. N. 1994. Antropogenic heavy metals inputs to Lowland River systems, a case of study. The River Stour, UK. *Water, Air and Soil Pollution* 78: 279-296.

CCME, 2008. National Classification System for Contaminated Sites. Guidance Document. PN-1403. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. 15 pp.

Dold, B. and Fontboté, L. 2002. A mineralogical and geochemical study of element mobility in sulfide mine tailings of Fe oxide Cu-Au deposits from the Punta del Cobre belt, northern Chile. *Chemical Geology*, 189: 135-163.

Driscoll, C.T., Baker, J.P., Bisogni, J.J., Schofield, C.L. 1980. Effects of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature*, 284: 161-164.

European Committee for Standardization. 2002a. EN 12457-2, Characterization of waste – Leaching – Compliance test for

leaching of granular waste materials and sludges – Part 2: One stage batch test at a liquid to solid ratio of 10 l/Kg for materials with particle size below 4 mm (without or with size reduction).

European Committee for Standardization. 2002b. EN 12457-4, Characterization of waste – Leaching – Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges – Part 4: One stage batch test at a liquid to solid ratio of 10 l/Kg for materials with particle size below 10 mm (without or with size reduction).

ESB (European Soil Bureau). 2000. *Heavy metal (trace element) and organic matter contents of European soils*. European Commission, Joint Research Centre Ispra.

González-Fernández, O., Marguí, E., Queralt, I. 2009. Multielemental analysis of dried residue from metal-bearing waters by wavelength dispersive X-ray fluorescence spectrometry. 2009. *Spectrochimica Acta Part B*, 64: 184-190.

Havas, M. 1985. Aluminium bioaccumulation and toxicity to *Daphnia magna* in soft water at low pH. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences*, 42: 1741-1748.

Kebbekus, B. B. and S. Mitra. 1998. *Environmental chemical analysis*. Blackie Academic & Professional. 330 p.

Lemly, A.D., 1985. Toxicology of selenium in a freshwater reservoir: implications for environmental hazard evaluation and safety. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 10: 314-338.

- Liquiang Luo, H.C.H. 2009. Editorial. Special Issue: XRS in environmental and geochemical science. *X-Ray Spectrometry*, 38: 1-2.
- Maier, K.J., Knight, A.W. 1994. Ecotoxicology of selenium in freshwater systems. *Environmental Contamination and Toxicology*, 134: 31-48.
- Marguí, E., González-Fernández, O., Hidalgo, M., Pardini, G., Queralt, I. 2011. Aplicación de la técnica de espectrometría de fluorescencia de rayos-X en el estudio de la dispersión de metales en áreas mineras. En: Rodríguez, R. y Arranz-González, J.C. (Eds.). Residuos Mineros y su Impacto Ambiental. *Boletín Geológico y Minero*, 122 (2): 273-286.
- Rodríguez, R. y Oldecop, L. 2006. Propiedades físicas, mecánicas e hidrogeológicas de los residuos minero-metalúrgicos sólidos. En: Rodríguez, R. y García-Cortés, A. (Eds.). *Los residuos minero-metalúrgicos y el medio ambiente*. IGME, Serie Medio Ambiente, nº 11. pp. 67-88.
- Schalscha, E. and Ahumada, I. 1998. Heavy metals in rivers and soils of Central Chile. *Water Science Technology*, 37(8): 251-255.
- SERNAGEOMIN-BGR. 2008. *Manual de evaluación de riesgos de faenas mineras abandonadas o paralizadas (FMA/P)*. Golder Associates para SERNAGEOMIN-BGR.
- Singh, U.B. 1994. *Wind erosion: mechanics of saltation and dust generation*. Ph. D. Thesis. Department of Civil Engineering. Faculty of Texas Tech. University. 125 p
- Van Geen, A., Takesue, R. and Chase, Z. 1999. Acid mine tailings in Southern Spain. *The Science of the Total Environment*, 242: 221-229.
- Van Ryssen, R., Alam, M., Goeyens, L., Baeyens, W. 1998. The use of flux-corer experiments in the determination of heavy metal re-distribution in and of potential leaching from the sediments. *Water Science and Technology* 37, (6-7): 283-290.

ANEXO III. ENSAYO DE LIXIVIACIÓN EN CAMPO

AIII.1. INTRODUCCIÓN

Los residuos de la minería, especialmente los de minería metálica, suelen contener altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos, cuya movilidad puede suponer un riesgo ambiental para las aguas y los ecosistemas de su entorno. Entre los elementos potencialmente tóxicos asociados a estos residuos ocupan un lugar destacado los metales pesados y algunos metaloides, como el arsénico. El conocimiento de los contenidos totales de estos elementos tóxicos puede resultar útil en la estimación de índices de contaminación, mediante la comparación con niveles de referencia regionales para suelos, teniendo en cuenta la posibilidad de dispersión por erosión hídrica o eólica que pudiera afectar a los suelos del entorno y a las aguas superficiales. Sin embargo, desde el punto de vista químico, la movilidad de los elementos tóxicos en estos residuos no depende tanto de sus contenidos totales, sino de las especies en que se encuentren presentes, estando éstas muy relacionadas, entre otros factores, con las condiciones de meteorización, la granulometría, las condiciones de drenaje, el clima de la zona y la naturaleza de los minerales secundarios formados en las capas superiores de los depósitos, como consecuencia, fundamentalmente, de los procesos de oxidación. De este modo, en zonas en las que existe una importante evaporación (por ejemplo, en la superficie de las balsas de lodos mineros de zonas de clima árido o semiárido, o durante la estación seca del clima mediterráneo), es muy frecuente que los minerales secundarios dominantes sean sulfatos muy solubles y con grados de hidratación variables, mientras que en áreas más húmedas (por ejemplo, en arroyos ácidos, lagos mineros o balsas de lodos en regiones de clima húmedo) las sales muy solubles no pueden precipitar y, por tanto, los minerales secundarios más abundantes serán normalmente oxihidróxidos y oxihidroxisulfatos mucho menos solubles.

Entre los ensayos empleados para la caracterización ambiental de residuos mineros es cada vez más frecuente el uso de procedimientos de fraccionamiento o extracción secuencial (Fanfani *et al.*, 1997; Leinz *et al.*, 2000; Dold & Fontboté, 2001; Dold, 2003, Marguí *et al.*, 2004; Arranz-González *et al.*, 2012). Las técnicas de extracción secuencial aplicadas a residuos mineros buscan conocer la especiación químico-mineralógica, utilizando reactivos y condiciones experimentales más agresivas según se avanza progresivamente en las sucesivas etapas del fraccionamiento, siendo posible, al menos teóricamente, pronosticar la posible peligrosidad de los residuos a partir de los

contenidos determinados en las fracciones que representan mayor disponibilidad de los elementos tóxicos. Se ha señalado que los resultados obtenidos de la aplicación de diferentes esquemas de extracción son difíciles de comparar, dada la variedad existente (Marguí *et al.*, 2004, 2006). Por esta razón, el *European Community Bureau of Reference* (BCR) propuso un procedimiento de extracción que también ha sido probado con residuos mineros (Marguí *et al.*, 2004; Iglesias *et al.*, 2010).

Los ensayos simples que emplean soluciones extractantes ligeramente ácidas también han sido utilizados para evaluar la movilidad de los elementos presentes en residuos mineros. El ensayo SPLP (*Synthetic Precipitation Leaching Procedure*) o método EPA-1312 (USEPA, 1994), que emplea agua des-ionizada ligeramente acidulada con H_2SO_4/HNO_3 , ha sido muy aplicado en diversos trabajos desarrollados por el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS), como el de Hageman *et al.* (2000). El ensayo TCLP (*Toxic Characteristic Leaching Procedure*), o método EPA-1311 (USEPA, 1994), conocido también como Procedimiento de Lixiviación Característico de Toxicidad, que requiere la selección del extractante en función del pH (ácido acético o ácido acético/hidróxido sódico), ha sido empleada por Marguí *et al.* (2004), Hageman *et al.* (2005) y por Lim *et al.* (2009), entre otros. El último de los métodos citados (TCLP) simula la lixiviación de elementos hasta las aguas subterráneas en condiciones semejantes a las que se dan en un vertedero de residuos urbanos o relleno sanitario, por lo que asume una co-disposición de diferentes tipos de residuos, incluyendo residuos orgánicos, lo que sólo ocurre excepcionalmente cuando se trata de depósitos de estériles mineros. Sobre la aplicabilidad de este ensayo a residuos mineros ha existido cierta controversia, como se deduce de la lectura de USEPA (1995), aunque también ha sido defendida explícitamente (Bishop & Gong, 2004). Posteriormente se ha comprobado que la evaluación de la movilidad de metales pesados en los residuos mineros estudiados mediante el ensayo TCLP ofrece dudas sobre la movilidad real de los distintos elementos, debido a la presencia de minerales específicos que pueden estar presentes, como la anglesita, o a la preferencia del ión acetato por algunos elementos. Además, los valores de pH a los que son tamponados los extractos obtenidos tras la extracción con el reactivo TCLP (próximos a 4,97) pueden diferir mucho de los valores de pH de los extractos acuosos cuando los residuos son extremadamente ácidos, lo que puede traducirse en una subestimación de las formas más móviles, si se compara con la solubilidad en agua (Arranz-González y Cala-Rivero, 2011).

Por todo lo anterior, investigaciones recientes sobre residuos mineros se inclinan por la utilización de métodos que evalúan la movilidad de los elementos o el potencial de lixiviación mediante extracciones simples con agua des-ionizada. Estos procedimientos suelen emplear una pequeña cantidad de muestra que se pone en contacto con agua en una alta proporción líquido/sólido durante un corto periodo de tiempo (usualmente menos de 24 h). Por ejemplo, el método DIN-38414-S4 (DIN-NORMEN, 1984), que utiliza agua MilliQ, ha sido empleado por Marguí *et al.* (2004) y por Mendoza-Amézquita *et al.* (2006), entre otros. Dicho ensayo viene a ser prácticamente idéntico al que ha sido propuesto como norma de ensayo para la caracterización de la toxicidad de residuos mineros (EN 12457-4 de 2002), en el que se utilizan dos etapas de extracción con una relación líquido-sólido de 10 l/kg para materiales con un tamaño de partícula inferior a 10 mm (con o sin reducción de tamaño). Básicamente, dicho ensayo emplea agua des-ionizada, desmineralizada o destilada (con pH comprendido entre 5 y 7,5) en una proporción sólido/líquido de 1 a 10, y se aplica a residuos sólidos granulares con un tamaño de partícula menor de 10 mm, que se someten a un tiempo de agitación de 24 h para después decantar y filtrar a 0,45 µm. El líquido obtenido puede ser empleado para medir CE, pH y los contenidos en cationes o aniones que puedan tener interés.

AIII.2. ENSAYO DE LIXIVIACIÓN EN CAMPO

AIII.2.1. DESCRIPCIÓN DEL MÉTODO

El Ensayo de Lixiviación en Campo (ELC o *Field Leaching Test*, FLT) fue desarrollado por miembros del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS), para proporcionar una medida rápida y económica del pH y la conductividad eléctrica, así como para obtener un lixiviado sobre el que poder medir contenidos en elementos potencialmente tóxicos. El método contempla la extracción en agua con un tiempo de agitación de sólo cinco minutos, asumiendo que los materiales más reactivos de residuos alterados superficialmente consisten en componentes relativamente solubles de la fracción fina (<2mm). Inicialmente pensado para residuos mineros procedentes de la minería metálica, este test se ha utilizado posteriormente para predecir, evaluar y caracterizar las interacciones geoquímicas entre el agua y una amplia variedad de matrices geológicas y ambientales, sobre las que también ha mostrado ser de utilidad. Como parte del desarrollo de la investigación que dio lugar al diseño final del ensayo se realizaron

estudios comparativos con muchos otros tipos de pruebas de lixiviación. Después de la primera serie de pruebas, los científicos del USGS centraron sus estudios en la comparación entre el ensayo de campo y el método SPLP (*Synthetic Precipitation Leaching Procedure*) o método EPA-1312 (USEPA, 1994). La comparación de los resultados obtenidos por ambos métodos permite apreciar similitudes claras (Hageman & Briggs, 2000; Hageman, 2004), a pesar de la duración del ensayo SPLP (18 horas). El método de lixiviación en campo muestra tendencias de extracción geoquímica similares al SPLP, siendo comparables los valores de pH y conductividad eléctrica, si bien la concentración medida de algunos elementos es generalmente más baja que la que se obtiene aplicando el SPLP. Como resultado de todo esto, el USGS asumió que el ELC (FLT) es un procedimiento que puede ser utilizado como un sustituto del ensayo SPLP.

Además de las primeras aplicaciones a residuos de minería metálica (véase, por ejemplo: Bazin *et al.*, 2003; Hageman, 2004), este método de lixiviación ha sido utilizado para una variedad de otras aplicaciones, incluyendo estudios ambientales de la zona del *World Trade Center* después de que el ataque del 11 de septiembre de 2001, (Clark *et al.*, 2001; Plumlee *et al.*, 2005), estudios de los efectos de aplicaciones superficiales de bio-sólidos en suelos (Yager *et al.*, 2004), así como a sedimentos, suelos de áreas naturalmente mineralizadas, suelos quemados, y a varios tipos de polvo eólico y ceniza volcánica. Igualmente, este procedimiento ha sido utilizado en el estudio sobre minas históricas desarrollado por la agencia ambiental irlandesa, cuyo objetivo principal fue determinar cuántos de los lugares investigados podían llegar a constituir un problema ambiental y / o un riesgo para la salud humana (Stanley *et al.*, 2010).

El material necesario para realizar el ELC consiste en:

1. Balanza de campo o de laboratorio, preferiblemente electrónica y pequeña, con alimentación eléctrica por baterías o pilas. Debe ser suficientemente precisa para pesadas de 50 g.
2. Recipientes desechables de estireno con capacidad para 50 g de muestra (no son imprescindibles).
3. Una o varias botellas de plástico de boca ancha, con capacidad para 1 L, preferiblemente graduadas en ml o cm³ y de cierre seguro. Si no se dispone de

botella con regla de volumen, puede ser necesaria una probeta graduada de 1 L de capacidad.

4. Jeringas de plástico, preferiblemente de 60 cm³.
5. Agua destilada o des-ionizada.
6. Medidores de pH y de conductividad eléctrica portátiles, o medidor portátil con electrodos para medida de pH y conductividad eléctrica.
7. Filtros de 0,45 µm, botes pequeños (tantos como el doble del número de muestras de residuo a valorar) y ácido nítrico concentrado.

Se procede del siguiente modo: si se considera necesario, la muestra se tamiza mediante tamiz de 2mm de luz de malla. Se pesan 50 gramos de muestra preparada y se introducen en una botella de plástico de 1 L. Se añade lentamente aproximadamente 1 L de agua des-ionizada, de modo que no se levante polvo y se escape por la boca de la botella. Dependiendo de la cantidad de material disponible de sólido, se pueden emplear otros volúmenes de lixiviado, siempre y cuando la relación se mantenga en 20:1 entre líquido y sólido. La botella se cierra bien y se agita enérgicamente durante 5 minutos. Después, el contenido se deja reposar por unos 10 minutos. Después de decantar, se extraen sub-muestras del lixiviado con una jeringa y se mide el pH y la conductividad eléctrica, anotando los resultados. Una parte del lixiviado se filtra utilizando una jeringa de 60 cm³ y filtros de nitrocelulosa de 0'45 micrómetros de tamaño de poro. Si la filtración es difícil, puede hacerse un prefiltrado a 0'70 micrómetros u otro tamaño de poro del que se disponga. Como mínimo se recogen y conservan para su análisis dos submuestras del filtrado, acidulando una de ellas a pH aproximadamente igual a 2, para el análisis de cationes.

Este método elimina muchos costes de transporte de muestras al laboratorio. Debido a que las mediciones del pH y de la conductividad eléctrica específica son realizadas en el campo, sólo se conservan partes alícuotas de los lixiviados de campo y, salvo que se pretenda realizar algún ensayo más sobre los residuos, sólo se necesita transportar los botes donde han sido recogidos dichos lixiviados. Además, el uso de esta prueba de campo reduce la necesidad de espacio de laboratorio, personal adicional y la necesidad de equipo especializado, que es necesario para muchos de los tradicionales procedimientos de lixiviación.

AIII.2.2. MUESTREO

La mayoría de los residuos mineros son mayoritariamente materiales sueltos no consolidados, incluso cuando se producen localmente cementaciones o compactaciones. Se pueden describir en sentido amplio como materiales minerales fragmentados, compuestos de partículas de muy variados tamaños, más o menos móviles, que encierran una cantidad variable de agua, aire, y en menor medida de materia orgánica y otras sustancias. Por tanto, si se exceptúan las escombreras producidas por la extracción de rocas ornamentales, que son en su mayoría fragmentos de rocas de tamaños grandes, la mayoría de los residuos mineros son semejantes a suelos, aunque, dependiendo del proceso de extracción y beneficio, engloban también elementos gruesos (de más de 2 mm). Cuando se hace referencia a la toma de muestras de suelos o materiales semejantes a suelos, se entiende que una muestra compuesta es aquella muestra de suelo obtenida por la extracción de varias muestras simples o submuestras, reunidas en un recipiente y bien mezcladas. La obtención de muestras compuestas en la capa superior de suelos, haciendo uso de procedimientos estandarizados de obtención de las submuestras con diversos tipos de instrumentos, es una fórmula muy empleada para establecer el estado nutricional y el nivel de materia orgánica en terrenos agrícolas. Las recomendaciones que tradicionalmente se dan para la toma de muestras compuestas sobre el terreno parten de una primera consideración, en la que existe gran unanimidad: cada muestra compuesta ha de representar una unidad de terreno de características uniformes. Igualmente, el estudio de muestras compuestas de residuos puede ser útil como una primera aproximación para la caracterización físico-química de los mismos, especialmente si se tienen en cuenta aspectos como la composición litológica/mineralógica original y el estado de alteración. Atendiendo a esta consideración, investigadores del USGS fueron definiendo una estrategia de muestreo para sitios mineros abandonados, basada en la toma de muestras compuestas superficiales de modo que pudieran considerarse representativas de cada uno de los depósitos de residuos donde fueran obtenidas. El método se describe en Smith *et al.* (2000), Hageman & Briggs (2000) y Smith *et al.* (2002). La idea de dirigir el muestreo a la capa más superficial obedece a la expectativa de que esta capa más alterada es la que tiene mayor influencia sobre la escorrentía superficial en terrenos mineros y sobre la emisión de partículas por el viento. La toma de una muestra representativa de la superficie de un depósito de residuos mineros puede ser una tarea difícil, debido a la

heterogeneidad de composición y de tamaños de partícula del material. Por ello, en el diseño de la estrategia de muestreo se trató de controlar esa heterogeneidad, analizando diversos aspectos relacionados con los errores de muestreo.

Como explican los investigadores del USGS, Pitard (1993) proporcionó un análisis detallado de los errores de muestreo, por lo que puede servir como referencia básica y punto de partida del diseño de una metodología de muestreo de residuos. Por un lado, debe considerarse el error fundamental (por sus siglas inglesas: FE), el cual es a menudo la principal fuente de error de muestreo, siendo resultado de la heterogeneidad física y química de las partículas. Es un error que no se puede eliminar, pero puede ser estimado antes del muestreo para reducir al mínimo el error global. Entre los factores importantes que constituyen una fuente de error fundamental está la heterogeneidad física y química de las partículas, la distribución por tamaños de las mismas y la masa de la muestra. Si la población es muy heterogénea o el tamaño de las partículas es grande, entonces la masa de la muestra ha de ser mayor. Si la masa del material del que se quiere obtener información (población muestral) es superior a diez veces la masa de la muestra, el FE se puede estimar por la siguiente ecuación (Smith *et al.*, 2000):

$$FE^2 = \frac{clfgd^3}{M_s}$$

Donde:

- FE^2 es el cuadrado del error fundamental
- MS es la masa de la muestra (g)
- c es un factor asociado a la mineralogía
- l es un factor de liberación
- f es un factor de forma de las partículas
- g es un factor granulométrico
- d es el tamaño máximo de partícula (cm)

El factor mineralógico (c) representa la heterogeneidad máxima encontrada para un constituyente de interés, y se puede calcular dividiendo la densidad aproximada del material (g/cm^3) por la concentración promedio del constituyente de interés (mg/kg). El factor de liberación (l) es un factor de corrección que considera la liberación incompleta

de los constituyentes de interés, y oscila entre 0 (cuando no hay liberación) y 1 (cuando la liberación completa). Los valores para el factor de forma (f) varían desde 0,2 para una forma de copos, hasta 10 en el caso de agujas. Un valor de 1 representaría la forma de un cubo. Suele usarse un valor de 0,5 cuando se considera que la forma es aproximadamente esférica. El factor granulométrico (g) es un factor de corrección, que se aplica por el hecho de que no todas las partículas son del mismo tamaño. Un material poco calibrado (heterogéneo) tendría un valor de 0,25, mientras que un material bien calibrado tendría un valor de 0,55. Si se desea, mediante esta aproximación es posible aproximarse a establecer qué cantidad de masa de muestreo minimiza el error fundamental hasta un nivel aceptable.

El otro error de muestreo de especial preocupación es el error de agrupación y segregación (por sus siglas inglesas: GSE). Sin embargo, minimizar el factor de segregación es muy difícil, ya que involucra aspectos tales como las diferencias en la densidad de partículas, el tamaño de partícula, la forma de las partículas, la forma de vertido, etc. Para reducir el error de agrupación y segregación es necesario recoger cuantos más incrementos muestrales mejor. Un incremento muestral se entiende como un agrupamiento de partículas o masa de material particulado extraído mediante una operación simple de toma de muestras empleando un instrumento apropiado. Pitard (1993, p. 187) establece que una muestra debe ser compuesta por al menos 30 incrementos dentro de una superficie que se pueda considerar homogénea. Por otro lado, es sabido que, por el llamado teorema central del límite, la distribución de muestreo se aproxima a la distribución normal al incrementarse el tamaño de la muestra. Incluso en poblaciones muestrales que no se ajustan a una distribución normal, la población muestral se comporta como una distribución normal cuando el número de muestras es superior o igual a 30. Hay que decir que, aunque los estadísticos utilizan la distribución normal como una aproximación a la distribución de muestreo siempre que el tamaño de la muestra sea al menos de 30, la distribución de muestreo de la media puede ser casi normal con muestras incluso de la mitad de ese tamaño. Por otro lado, la incertidumbre estadística disminuye cuando aumenta la población muestral, aunque a partir de 30 muestras lo hace muy lentamente (asintóticamente), de manera que aunque se tomen más (aumentando el esfuerzo o el coste) no se reduce significativamente esa incertidumbre.

Considerando todos estos aspectos relativos a los errores de muestreo, los investigadores del USGS sugirieron que una muestra compuesta debe constituirse a partir de por lo menos 30 sub-muestras, dividiendo la superficie del depósito en al menos 30 celdas más o menos iguales y recolectando una cantidad más o menos igual en cada una (Smith *et al.* 2000). Otra forma de hacerlo, más sencilla, es tomar las submuestras de volumen semejante a lo largo de 30 ó más estaciones o paradas efectuadas en un recorrido aleatorio que abarque toda la superficie del depósito. Hageman & Briggs (2000) han comprobado que los resultados que se obtienen al aplicar cualquiera de estos dos sistemas de trabajo son semejantes. También se ha podido comprobar que esta forma de actuar es relativamente simple cuando se trata de residuos de flotación, usando una típica barrena toma-muestras de suelos. Cuando se trata de escombreras, este tipo de muestro puede ser mucho más complicado, aunque es factible.

Hay que añadir que una muestra de material compuesto formada por 30 incrementos contiene tanta información, con respecto al valor promedio, como 30 muestras tomadas al azar, pero a un coste analítico treinta veces menor. También conviene destacar que esta estrategia de muestreo, al igual que el Ensayo de Lixiviación en Campo, fueron diseñados pensando en la caracterización de las propiedades químicas medias superficiales de los depósitos de residuos, con el objetivo de tener un elemento de juicio más de cara al establecimiento de prioridades de actuación.

Como ya se comentó, un aspecto importante, cuando se trabaja con muestras compuestas superficiales, es que todas las submuestras se han de tomar alcanzando la misma profundidad. Esto se consigue bastante bien con los toma-muestras de suelos antes citados (que suelen alcanzar 20 cm en la primera clavada sin extracción). En escombreras, en las que es necesario usar otros instrumentos de excavación, debe tenerse en cuenta este aspecto en el momento de extraer cada sub-muestra. En la hoja de divulgación de *Colorado State University Cooperative Extension* (Mortvedt *et al.*, 1996) se recomienda alcanzar los 30 cm superiores en este tipo de materiales, y componer una muestra de 15 a 20 incrementos por cada superficie uniforme diferenciada, es decir, subunidades o sectores de la superficie diferenciables en base a: pendiente, orientación, apariencia externa (color, pedregosidad, presencia de precipitados), junto con el tipo y el grado de cobertura vegetal, si existe vegetación. Esta estrategia podría adoptarse de

forma general para la toma de muestras en escombreras, que suele ser mucho más problemática que la de presas o balsas de lodos, aunque puede ser suficiente con una profundidad de muestreo de 20 cm.

Otro aspecto importante es el cribado, especialmente en todos aquellos materiales que contengan significativos contenidos en elementos gruesos. Strömberg & Banwart (1999) investigaron la dimensión granulométrica de residuos mineros finos que contribuye significativamente a la generación de acidez y alcalinidad. Concluyeron que la fracción inferior a 0,25 mm dentro de los residuos es, presumiblemente, la que tiene mayor influencia en los procesos de alteración cuando se compara con las fracciones mayores. Sin embargo, un cribado tan fino no resultaría práctico para un ensayo de campo. Los investigadores del USGS proponen realizar un cribado con tamiz de luz de malla de 2 mm, argumentando que dicha fracción proporciona un escenario bastante adecuado del proceso de lixiviación de metales, y parece ser una buena opción para reducir el error de muestreo, así como para reducir a proporciones razonables el tamaño de la muestra para un reconocimiento de campo. Además, Roberts *et al.* (1988) ya observaron que la fracción menor de 2 mm gobierna la química del agua en suelos mineros y escombreras, incluso si sólo representa un porcentaje de 21 a 35% del peso. Price & Kwong (1997) recomiendan también un análisis separado de la fracción menor a 2 mm en la evaluación de los efectos de la meteorización sobre escombreras de estériles mineros. En general, siempre que se trate de estériles de escombrera, y debido a la abundancia de elementos mayores de 2 mm, será necesario tomar cantidades mayores, lo que incrementa el esfuerzo de carga, y el proceso de tamizado será también más trabajoso. Lo ideal es realizar el cribado habiendo dejado que el material se seque al aire, extendido, lo que facilita el desterronado que resulta necesario en los residuos más finos y su mezcla. Esto, sin embargo, no resulta sencillo cuando las condiciones meteorológicas no acompañan.

Así pues, y a sabiendas de que el ensayo de lixiviación en campo puede ser aplicado a muestras adquiridas de forma distinta (por ejemplo: muestras individuales de residuos o sedimentos), se propone que a los efectos de realizar una caracterización de depósitos de residuos que sustente la metodología de evaluación del riesgo ambiental que se propone en este manual sea aplicado un método basado en el diseñado por los investigadores del

USGS. Las pruebas de campo realizadas han permitido comprobar que el sistema de toma de muestras es factible y eficaz si se siguen las siguientes recomendaciones:

- Los puntos de muestreo han de ser treinta o más estaciones realizadas a lo largo de un recorrido aleatorio por la superficie transitable del depósito de residuos. Se recomienda descartar puntos que presenten rasgos no característicos frente al aspecto predominante en la superficie del depósito (fondo de regueros de erosión, áreas de color muy distinto, zonas removidas artificialmente, etc.).
- En presas de residuos finos han demostrado ser de gran utilidad los instrumentos de toma de muestras de suelos de tipo barrena Edelman, porque sistematizan la operación y alcanzan una profundidad siempre fija.
- En escombreras cada incremento muestral puede tomarse como el resultado de extraer lo que sea capaz de recoger una pala pequeña de jardinería de capacidad fija al ser enrasada, después de introducirla en el montón de material extraído con pico o azada hasta 20 cm de profundidad con respecto a la superficie.
- Todas las sub-muestras deben ser introducidas en recipientes adecuados del tipo capazo o cubo y bien mezcladas. Los residuos finos, si están bastante secos, pueden ir recogándose en bolsas de polietileno resistentes de 40 x 70 cm², al tiempo que se van mezclando. La mezcla también se puede hacer sobre una lámina de plástico de suficiente tamaño y resistencia, que además puede facilitar el cribado cuando sea necesario.
- Una vez mezclados, es recomendable cuartear y tomar una bolsa pequeña que sirva como base para extraer la cantidad necesaria para el ELC, conservándose algo de muestra si se considera oportuno realizar otros ensayos.

Conviene recalcar que en materiales muy pedregosos, dominados por bloques este procedimiento se complica en exceso y tal vez no sea recomendable, si bien es cierto que los residuos mineros muy gruesos muchas veces no representan una amenaza desde el punto de vista químico. Por otro lado, el hecho de que pueda existir una alta variabilidad superficial de los contenidos en elementos tóxicos en un depósito de residuos, así como una gran variabilidad en los contenidos en nutrientes, la textura, la capacidad de retención de humedad y de intercambio catiónico, etc., hace que no sea aconsejable la obtención de muestras compuestas teóricamente representativas de toda la superficie del mismo, cuando se plantean operaciones de remediación o

rehabilitación. Sin embargo, eso no quita que la metodología propuesta sirva para dar información útil en fases anteriores de inventario, evaluación de riesgos y establecimiento de prioridades de actuación, acompañada de otras valoraciones. En este sentido, este método puede ser de inestimable ayuda, considerando los requerimientos de tiempo y los costes.

A. III. 3. REFERENCIAS

Arranz González, J.C., Cala Rivero, V. and Iribarren Campaña, I. 2012. Geochemistry and mineralogy of surface pyritic tailings impoundments at two mining sites of the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Environmental Earth Science*, 65: 669-680.

Arranz González, J.C. y Cala Rivero, V. 2011. Evaluación de la movilidad de metales pesados en residuos mineros de flotación de minería metálica en la provincia de Huelva. *Boletín Geológico y Minero*, 122 (2): 203-220.

Bazin, A.T.R. Wildeman, and Heflin, N. 2003. Aquatic toxicity assessment of two abandoned mine sites in the Lake City Mineral District, Colorado. Tailings and Mine-waste '03, A.A. Balkema Publishers, Lisse, Netherlands, p. 29-36.

Bishop, P.L. and Gong, P. 2004. *Leachability of Metals from Mineral Processing Waste*. National Risk Management Research Laboratory, USEPA Environmental Protection Agency. EPA/600/R-04/51.

Clark, R.N., Green, R.O., Swayze, G.A., Meeker, G.P., Sutley, S.J. 2001. *Environmental studies of the World Trade Center area after the September 11, 2001, attack*. U.S. Geological Survey Open-File Report 01-0429.

DIN-NORMEN 1984. DIN 38414-S4. *German Standard Methods for the examination of water, waste water and sludge; group S (sludge and sediments); determination of leachability by water (S4)*. Deutsche Norm, Teil 4 Okt, 464-475.

Dold, B. 2003. Speciation of the most soluble phases in a sequential extraction procedure adapted for geochemical studies of copper sulphide mine waste. *Journal of Geochemical Exploration*, 80: 55-68.

Dold, B. and Fontboté, L. 2001. Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy, and mineral processing. Special Issue. Geochemical studies of Mining and the Environment, *Journal of Geochemical Exploration*, 74(1-3): 3-55.

Fanfani, L., Zuddas, P. and Chessa, A. 1997. Heavy metals speciation analysis as a tool for studying mine tailings weathering. *Journal of Geochemical Exploration* 58: 241-248.

Hageman, P.L., 2004, *Use of short-term (5-minute) and long-term(18-hour) leaching tests to characterize, fingerprint, and rank mine waste material from historical mines in the Deer Creek, Snake River, and Clear Creek watersheds in and around the Montezuma mining district, Colorado*. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2004-5104, 41 p.

Hageman, P.L. and Briggs, P.H. 2000. *A simple field leach for rapid screening and qualitative characterization of mine waste material on abandoned mine lands*. ICARD 2000, Fifth International Conference on Acid Rock Drainage, Denver, Colorado, Society for Mining, Metallurgy, and Exploration Inc., 1463-1475.

- Hageman, P.L., Briggs, P.H., Desborough, G.A., Lamothe, P.J. and Theodorakos, P.J. 2000. *Syntetic Precipitation Leaching Procedure (SPLP) leachate chemistry data for solid mine-waste composite samples from southwestern New Mexico, and Leadville, Colorado*. USGS Open-File Report 00-03, Denver, Colorado. 22 p.
- Hageman P.L., Smith, K. S., Wildeman T.R., and Ranville, J.F. 2005. *Comparison of mine waste assessment methods at the rattler mine site, Virginia Canyon, Colorado* In: 2005 National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation, Breckenridge CO, June 19-23, 2005. Published by ASMR, 3134 Montavesta Rd., Lexington, KY 40502. 470-486
- Iglesias, M., Sánchez, M., Queralt, I. and Marguí, E. 2010. Sequential extraction combined with isotopic analysis as a tool for studying lead contamination from mining activity. *International Journal of Environment and Waste Management*, 5(1-2): 64-78.
- Leinz, R.W., Sutley, S.J., Desborough, G.A., and Briggs, H.P. 2000. *An investigation of the partitioning of metals in mine wastes using sequential extractions*. ICARD 2000, Fifth International Conference on Acid Rock Drainage, ICARD 2000, Society of Mineral and Metallurgical Exploration, Littleton, Colorado, USA. pp. 1489-1499.
- Lim, M, Han, G.C., Ahn, J.W, You, K.S. and Kim, H.S. 2009. Leachability of arsenic and heavy metals from mine tailings of abandoned metal mines. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 6(11): 2865-79.
- Marguí, E., Salvadó, V., Queralt, I. and Hidalgo, M. 2004. Comparison of three-stage sequential extraction and toxicity characteristic leaching tests to evaluate metal mobility in mining wastes. *Analytica Chimica Acta*, 524: 151-159.
- Marguí, E., Hidalgo, M., Queralt, I y Rodríguez, R. 2006. Métodos de evaluación del riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos sólidos. En: Rodríguez, R. y García-Cortés, A. (Eds.). *Los residuos mineros y el medio ambiente*. IGME, Serie Medio Ambiente, 11,(13): 395-417.
- Mendoza-Amézquita, E., Armienta Hernández, M.A., Ayora, C., Soler, A. y Ramos-Ramírez, E. 2006. Potencial lixiviación de elementos traza en jales de las minas La Asunción y Las Torres, en el Distrito Minero de Guanajuato, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 23(1): 75-83.
- Mortvedt, J.J., Smith, D.H. and Redente, E.F. 1996. *Fertilizing Revegetated Disturbed Lands*. Crop Series. Soil, No. 0.536. Colorado State University Cooperative Extension, 3/96. 2p.
- Pitard, F.F. 1993. *Pierre Gy's sampling theory and sampling practice—heterogeneity, sampling correctness, and statistical process control*, 2nd edition: Boca Raton, Florida, CRC Press.
- Plumlee, G.S., Hageman, P.L., Lamothe, P.J., Ziegler, T.L., Meeker, G.P., Brownfield, I., Adams, M., Swayze, G.A., Hoefen, T., Taggart, J.E., Clark, R.N., Wilson, S., and Sutley, S.J. 2005. Inorganic chemical composition and chemical reactivity of settled dust generated by the World Trade Center building collapse, In: *Urban aerosols and their impacts—Lessons learned from the World Trade Center tragedy*. American Chemical Society Special Publication, pp. 238–276.
- Price, W.A. and Kwong, Y.T.J. 1997. *Waste rock weathering, sampling and analysis: Observations from the British Columbia Ministry of Employment and Investment database*. In: Proceedings of the Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C., Canada, May 31-June 6, 1997, pp. 31-45.
- Roberts, J.A., Daniels, W.L., Bell, J.C. and Burger, J.A. 1988. Early Stages of Mine Soil Genesis in a Southwest Virginia Spoil Lithosequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 716-723.

Smith, K.S., Ramsey, C.A. and Hageman, P.L. 2000. *Sampling Strategy for the Rapid Screening of Mine-Waste Dumps on Abandoned Mine Lands*. ICARD 2000, Fifth International Conference on Acid Rock Drainage, Denver, Colorado, May 21-24, 2000. Society for Mining Metallurgy and Exploration, Inc., vol. II, pp. 1453-1461.

Smith, K.S., Campbell, D.L., Desborough, G.A., Hageman, P.L., Leinz, R.W., Stanton, M.R., Sutley, S.J., Swayze, G.A., and Yager, D.B. 2002. *Toolkit for the rapid screening and characterization of waste piles on abandoned mine lands*. In: Seal, R.R., II, and Foley, N.K., eds., *Progress on Geoenvironmental Models for Selected Mineral Deposit Types*: U.S. Geological Survey Open-File Report 02-0195, pp. 55-64.

Stanley, G., Gallagher, V., NiMhairtin, F., Brogan, J., Lally, P., Doyle, E. and Farrell, L. 2010. *Historic Mine Sites—Inventory and Risk Classification: Volume 1 Geochemical Characterisation and Environmental Matters*. Environmental Protection Agency, Dublin

Strömberg, B. and Banwart, S. 1994. Kinetic modelling of geochemical processes at Aitik mining waste rock site in northern Sweden. *Applied Geochemistry*. vol. 9, pp. 583-595.

USEPA. 1994. *Test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods (SW-846)*, 3rd edition, update 2B. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Publications, Cincinnati, OH 45268.

USEPA. 1995. *Applicability of the Toxicity Characteristic Leaching Procedure to Mineral Processing Waste*. Office of Solid Waste Technical Background Document Supporting the Supplemental Proposed Rule Applying Phase IV Land Disposal Restrictions to Newly Identified Mineral Processing Wastes, RCRA docket no F-96-PH4A-S0002.

Yager, T.J.B., Smith, D.B., and Crock, J.G. 2004. *Effects of surface applications of biosolids on soil, crops, ground water, and streambed sediment near Deer Trail, Colorado, 1999–2003*: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2004-5289, 98 p.